

Integrierte Modellierung für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung

Zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-Ingenieur (Dr.-Ing.)
genehmigte Dissertation von Dipl.-Ing. Michael Bach aus Offenbach am Main
2011 — Darmstadt — D 17



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

Fachbereich Bauingenieurwesen und
Geodäsie
Ingenieurhydrologie und Wasserbewirt-
schaftung (ihwb)

Integrierte Modellierung für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung

Genehmigte Dissertation von Dipl.-Ing. Michael Bach aus Offenbach am Main

1. Gutachten: Prof. Dr.-Ing. Manfred Ostrowski
2. Gutachten: Prof. Dr.-Ing. habil. Nicola Fohrer

Tag der Einreichung: 07.07.2010

Tag der Prüfung: 29.9.2010

Darmstadt — D 17

Bitte zitieren Sie dieses Dokument als:

URN: urn:nbn:de:tuda-tuprints-24131

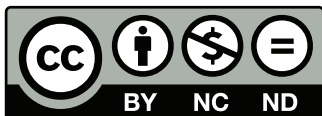
URL: <http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/2413>

Dieses Dokument wird bereitgestellt von tuprints,

E-Publishing-Service der TU Darmstadt

<http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de>

tuprints@ulb.tu-darmstadt.de



Die Veröffentlichung steht unter folgender Creative Commons Lizenz:

Namensnennung – Keine kommerzielle Nutzung – Keine Bearbeitung 2.0 Deutschland

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/2.0/de/>





Vorwort

Die integrierte Modellierung von Wasser- und Stoffströmen in unterschiedlich genutzten Flusseinzugsgebieten ist seit langem ein wiederholt formulierter Wunsch, um gegenseitige Abhängigkeiten zwischen Wasserkreislauf, Inhaltsstoffen, Infrastruktur und Landnutzung mathematisch zu beschreiben und optimale Maßnahmen zur Behebung kritischer Zustände zu identifizieren. Insbesondere im Hinblick auf die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie ist für die gemeinsame Betrachtung von ländlichen und urbanen Flächen und daraus resultierender Gewässerbeeinträchtigungen sowie zur Entwicklung optimaler Maßnahmenpläne eine integrierte flussgebietsweite Modellierung unabdingbar. Trotz umfassender Forschungsarbeiten und der Entwicklung zahlreicher komplexer Modelle wurde das Ziel, Wasser- und Stoffströme in angemessen hoher zeitlich-räumlicher Auflösung zu modellieren, bisher nicht zufrieden stellend gelöst. Zwar sind geeignete Module in unterschiedlicher Zusammensetzung gekoppelt worden, doch sind bisher zwei Limitierungen noch nicht überwunden worden. Zum einen waren die Modelle in den meisten Fällen nicht vollständig, zum anderen reichte die räumlich-zeitliche Auflösung nicht aus, um die Heterogenität und Dynamik bei der Entstehung kurzfristiger kritischer Gewässerzustände zu erfassen.

In Mitteleuropa sind die wesentlichen verbliebenen Quellen schädlicher Stoffeinträge heute die landwirtschaftlichen und urbanen Flächen. Es sind demnach Teilmodelle zu integrieren, die einerseits hoch dynamische Wasser- und Stoffströme in der bebauten Umwelt abbilden, andererseits die erheblich langsameren Prozesse im ländlichen Raum erfassen.

Michael Bach hat mit der vorgelegten Arbeit einen wichtigen und innovativen Ansatz zur integrierten Simulation von Wasser- und Stoffflüssen in Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung entwickelt. Die nahezu unbegrenzte variable raumzeitlicher Auflösung sowie die Vervollständigung der Modellabbildung sind wichtige Schritte vorwärts. Obwohl der Autor teilweise auf existierende Simulations- und Hilfsmodule zurückgreifen konnte, war das Ziel ambitioniert. Er konnte nicht nur theoretisch, sondern auch anhand eines realen Fallbeispiels in Südhessen die praktische Anwendbarkeit des erweiterten Modellsystems nachweisen. Er füllt damit eine Lücke, deren Schluss seit langem gefordert, aber bisher, wenn überhaupt nur rudimentär erfolgte. Er hat dabei bestehendes Wissen optimal genutzt, Defizite richtig erkannt und diese mit Geschick und wissenschaftlich fundiert zu einem beachtlichen Teil behoben. Es ist zu betonen, dass das Modellsystem generisch ist, d.h. es kann mit der Ausnahme alpiner sowie grundwasser- und tidebeeinflusster flacher Einzugsgebiete in ganz Mitteleuropa angewendet werden.

Das Fachgebiet unterstützt seit einigen Jahren das Prinzip der freien Zugänglichkeit von Forschungsergebnissen, die mit öffentlichen Mitteln erzielt werden. Daher stehen sowohl die Dissertationsschrift von Herrn Bach als auch das Modellsystem zum Download unter <http://www.ihwb.tu-darmstadt.de/> zur Verfügung.

Darmstadt, im Januar 2011

Prof. Dr.-Ing. Manfred Ostrowski



Danksagung

Mein Dank gilt in erster Linie Herrn Prof. Dr.-Ing. Manfred W. Ostrowski. Für das mir entgegengebrachte Vertrauen und die Möglichkeit, die vorliegende Arbeit unter seiner Betreuung anzufertigen. Danke für die freie Wahlmöglichkeit eines Themas meines Interesses und die vielen hilfreichen Anregungen, Diskussionen und Ermunterungen im Verlauf der Arbeit.

Bei Frau Prof. Dr.-Ing. habil. Nicola Fohrer vom Ökologiezentrum der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel bedanke ich mich für die Übernahme des Korreferats.

Mein Dank gilt allen Kollegen am Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (ihwb) für die gute Zusammenarbeit und angenehme Arbeitsatmosphäre. Besonderer Dank geht an Dr.-Ing. Dirk Muschalla, Dr.-Ing. Kai Schröter, Dipl.-Ing. Steffen Heusch und Dr.-Ing. Detlev Belke für die vielen hilfreichen Diskussionen und Anregungen sowie an Dipl.-Ing. Felix Fröhlich und Dipl.-Ing. Frank Reußner für die großartige Unterstützung bei allen Fragen rund um den Quellcode und die Entwicklungsumgebung. Für die tatkräftige Unterstützung beim Korrigieren des Manuskriptes bedanke ich mich bei Dipl.-Ing. Steffen Heusch und Judith Feldmann. Weiterer Dank geht an Judith Feldmann und Harald Koudele. Sie haben mir in vielen organisatorischen Dingen den Rücken freigehalten, sodass ich mich auf die vorliegende Arbeit konzentrieren konnte.

Danke an Gabriela Gallo, Elke Firle, Thomas Hättasch, Kristin Welter und Christina Kraatz, die mich bei der Entwicklung des Modellansatzes und der Datenaufbereitung für das Anwendungsbeispiel unterstützt haben.

Besonderer Dank geht an Dr.-Ing. Manfred Schütze und Dr.-Ing. Jens Alex vom Institut für Automation und Kommunikation, Magdeburg e.V., für die bereitwillige Hilfe bei allen Fragen rund um das Thema Gewässergütemodellierung, die Überlassung einer SIMBA-Lizenz und die Einführung in SIMBA.

Am Ende möchte ich meinen Freunden, meiner Familie und meinen Eltern für die Unterstützung und Ermunterung in den letzten Jahren danken. Auch dieser Rückhalt hat einen maßgeblichen Einfluss auf den erfolgreichen Abschluss dieser Arbeit.

Valparaíso, Chile, im März 2011

Michael Bach



Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Zielsetzung	2
1.3	Gliederung der Arbeit	3
2	Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung	5
2.1	Systembeschreibung	5
2.1.1	Ausgangslage	5
2.2	Belastungen des Gewässerkörpers	8
2.2.1	Punktquellen	8
2.2.2	Diffuse Quellen	9
2.3	Auswirkungen der Belastungen	11
2.3.1	Prozesse im Gewässer	15
2.4	Notwendigkeit der Modellierung	22
3	Stand der integrierten Modellierung	27
3.1	Urbane Gebiete	27
3.1.1	Modelle für urbane Gebiete	27
3.1.2	Schlussfolgerungen	29
3.2	Rurale Gebiete	30
3.2.1	Modelle für rurale Gebiete	31
3.2.2	Schlussfolgerungen	36
3.3	Forschungsbedarf	38
4	Modellkonzept	41
4.1	Urbanisierte Gebiete (BLUEM.SIM_U)	42
4.1.1	Kanalisierte Flächen	42
4.1.2	Sammler	43
4.1.3	Aufteilungs- und Speicherbauwerke	43
4.1.4	Weitergehende Mischwasserbehandlung	44
4.1.5	Kläranlage	44
4.2	Rurale Gebiete (BLUEM.SIM_R)	45
4.2.1	Topographische Analyse	45
4.2.2	Speicherbauwerke	45
4.2.3	Einleiter, Verbraucher, Verzweigungen	45
4.2.4	Rurale Flächen (Abfluss)	46
4.2.4.1	Belastungsbildung	46
4.2.4.2	Landnutzung und Interzeption	47
4.2.4.3	Bodenfeuchtesimulation	48
4.2.4.4	Abflusskonzentration	53
4.3	Integration von diffusen Stoffausträgen in das Modul für rurale Flächen	53
4.3.1	Einfluss der Landnutzung und des Bodens	53
4.3.2	Einfluss der Abflussprozesse	56
4.3.3	Umsetzung	58
4.3.3.1	Modul Diffuse Quellen	59
4.4	Gewässerkörper (BLUEM.SIM_C)	61
4.4.1	Abflusstransformation	61
4.4.2	Stofftransport	62
4.4.3	Wasserqualitätsmodellierung	62
4.4.3.1	Überblick	63

4.4.3.2	Wiederbelüftung	65
4.4.3.3	Nitrifikation	66
4.4.3.4	Abbau von organischer Substanz	67
4.4.3.5	Photosynthese	67
4.4.3.6	Veratmung und Absterben	70
4.4.3.7	Sedimentsauerstoffbedarf	70
4.4.3.8	CO ₂ -Gasaustausch	70
4.5	BLUEM.GIS	70
4.5.1	Systemstrukturen des integrierten Modells	72
4.5.2	Bodendatenbank	75
4.6	BLUEM.WAVE	75
4.7	BLUEM.OPT	78
4.8	Modellkopplung	78
5	Modellanwendung	83
5.1	Fallbeispiel Modau	83
5.1.1	Lage, Topographie, Gewässersystem	83
5.1.2	Klima	83
5.1.3	Landnutzung	86
5.1.4	Geologie und Boden	86
5.1.5	Punktuelle Belastungen	89
5.1.6	Ermittlung der Systemstruktur	89
5.1.7	Modellierungszeitraums und Abflusskalibrierung	89
5.1.8	Ergebnisse des integrierten Modellsystems	99
5.1.8.1	Überprüfung der Grundfunktionalitäten	99
5.1.8.2	Detaillierte Abflusswerte für die rurale Basissystemstruktur	108
5.1.8.3	Spezifische Konzentrationen für diffuse Quellen	118
5.2	Diskussion der Ergebnisse	128
6	Zusammenfassung und Ausblick	139
7	Literaturverzeichnis	141

Abbildungsverzeichnis

2.1	Einzugsgebiet mit komplexer Nutzung	6
2.2	Struktur eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung	7
2.3	Eintragspfade von Stoffen im ländlichen Raum	11
2.4	Räumliches und zeitliches Wirkungsspektrum von Gewässerbelastungen	12
2.5	Prozesse der Wasserqualität	16
2.6	Wiederbelüftung fließender Gewässer in Abhängigkeit von Fließtiefe und -geschwindigkeit	18
2.7	Stickstoffkreislauf	20
2.8	Phosphorkreislauf	21
4.1	Modelltechnische Systemstruktur urbaner Gebiete in BLUEM.SIM_U	43
4.2	Modelltechnische Systemstruktur ruraler Gebiete in BLUEM.SIM_R	46
4.3	Aufteilung eines Teileinzugsgebiets in Elementarflächen	46
4.4	Definition des Blattflächenindex und des Bedeckungsgrades	47
4.5	Zusammenfassung der Bodentypen auf ein Drei-Schicht-Modell	50
4.6	Übersicht Bodenfeuchtesimulation.	51
4.7	Unterschied zwischen Ansatz nach Holtan [1961] und Implementation in BLUEM.SIM_R	51
4.8	Übersicht der implementierten Bodenfeuchtefunktionen	54
4.9	Berechnung der Abflusskonzentration von natürlichen Einzugsgebieten	56
4.10	Zusammenhang zwischen Abfluss und suspendierten Sedimenten	58
4.11	Unsicherheiten in der Modellierung	59
4.12	Gegliedeter Gewässerquerschnitt	62
4.13	Stofftransport durch Advektion, Dispersion und Diffusion	63
4.14	Vergleich verschiedener Temperaturkorrekturformeln für die Photosyntheserate	69
4.15	Konvertierung der Systemstruktur in Eingabedateien für BLUEM.SIM_R und BLUEM.SIM_C	73
4.16	Extraktion von Landnutzungsklassen aus der ruralen Gesamtsystemstruktur (BLUEM.GIS)	74
4.17	Auszug aus den Erläuterungen zur Bodenkarte Hessen	76
4.18	Zusammenspiel der Komponenten des integrierten Modellkonzepts	80
4.19	Modellkopplung mittels OpenMI -Framework	81
5.1	Gewässerverlauf und digitales Höhenmodell der oberen Modau	84
5.2	Urbanisierte Gebiete im Einzugsgebiet der oberen Modau	85
5.3	Landnutzung im Bereich der oberen Modau	87
5.4	Bodentypen im Bereich der oberen Modau	88
5.5	Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung, Kläranlagen, Hochwasserrückhaltebecken	90
5.6	Schnittpunkte, Teileinzugsgebiete und längste Fließwege der ruralen Basissystemstruktur	91
5.7	Ganglinien pareto-optimaler Lösungen für das Ereignis 1994	95
5.8	Goodness-of-Fit-Analyse der Lösung L 1644 (Kalibrierung)	96
5.9	Kalibrierung der ruralen Basissystemstruktur am Pegel Eberstadt	97
5.10	Goodness-of-Fit-Analyse am Pegel Eberstadt (Validierung)	98
5.11	Systemlogik bis zum HWRB Ober-Ramstadt	100
5.12	Ganglinien der Zu- und Abläufe des Beckens BB1 (Brandau)	102
5.13	Zulauf zum Gewässerabschnitt S58	104
5.14	S_O -Konzentration im Gewässerabschnitt S58	105
5.15	S_N -Konzentration im Gewässerabschnitt S58	106
5.16	S_S -Konzentration im Gewässerabschnitt S58	107
5.17	S_P -Konzentration im Gewässerabschnitt S58	109
5.18	Abflussganglinien für Gewässerabschnitt S34	110
5.19	S_O -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus	111
5.20	S_N -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus	113
5.21	S_S -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus	114
5.22	S_P -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus	115

5.23 Zulaufkonzentrationen (rot) und Ablaufkonzentrationen (blau) in Gewässerabschnitt S34, Variante uk, Prozesse an.	116
5.24 Zulaufkonzentrationen (rot) und Ablaufkonzentrationen (blau) in Gewässerabschnitt SF01, Variante uk, Prozesse an.	117
5.25 Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_O für S34, Prozesse an	119
5.26 Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_O für SF01, Prozesse an	120
5.27 Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_N für SF01, Prozesse an	121
5.28 Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_S für SF01, Prozess an	122
5.29 Prinzipielle Funktionsweise der landnutzungs- und abflusspfadspezifischen Stoffkonzentrationen	125
5.30 Abfluss- und Konzentrationsganglinien in Gewässerabschnitt S34	126
5.31 Vergleich der Modellierung mit konstanten Hintergrundkonzentrationen versus detaillierter diffuser Stoffeinträge am Gewässerabschnitt	127
5.32 Konzentrationsganglinien in Gewässerabschnitt SF01 mit Hintergrundkonzentrationen (db) oder detaillierten Stoffkonzentration (dd) für diffuse Quellen (Prozesse an, Variante ru)	129
5.33 Einfluss der pflanzlichen Biomasse auf die Gewässerqualität	130
5.34 Sensitivitätsanalyse für den Prozess Abbau organischer Substanz bezogen auf $\overline{S_S}$	134
5.35 Sensitivitätsanalyse für den Prozess Abbau organischer Substanz bezogen auf $\overline{S_O}$	134
5.36 Sensitivitätsanalyse für den Prozess Nitrifikation bezogen auf $\overline{S_N}$	135
5.37 Sensitivitätsanalyse für den Prozess Nitrifikation bezogen auf $\overline{S_O}$	135
5.38 Sensitivitätsanalyse für die Prozesse Photosynthese und Respiration bezogen auf $\overline{X_A}$	137
5.39 Sensitivitätsanalyse für die Prozesse Photosynthese und Respiration bezogen auf $\overline{S_O}$	137

Tabellenverzeichnis

2.1	Abgrenzung des Begriffs „Diffuse Quellen“	9
2.2	Klassifizierung der Folgen von Gewässerbelastungen	13
2.3	Empfindlichkeit von Wasserkörpern gegenüber Belastungsarten	17
2.4	Zeitlicher Verlauf der Zunahme anthropogener Belastungen	23
3.1	Reviews von Modellen für rurale Gebiete	32
3.2	Modelle zur Betrachtung diffuser Stoffausträge	33
3.3	Zeit- und Raumskala	34
3.4	Implementierte hydrologische Prozesse	35
3.5	Implementierte stoffliche Prozesse	35
3.6	Räumlicher Detaillierungsgrad, Physikalische Stringenz, Zeitschritt, Abbildung urbaner Einzugsgebietsteile	37
4.1	Übersicht der implementierten Prozessfunktionen für die Bodenfeuchtesimulation	55
4.2	Definition der diffusen Stoffkonzentrationen für die DIF-Objekte	60
4.3	Gewässergütemodell - Übersicht	64
4.4	Stoffe des Gewässergütemodells	65
4.5	Feinbodenarten	77
5.1	Daten des Hochwasserrückhaltebeckens Ober-Ramstadt	86
5.2	Optimierungsparameter I (Boden)	93
5.3	Optimierungsparameter II (Abflusskonzentration)	94
5.4	Gütekriterien der Modellkalibrierung und -validierung	94
5.5	Verknüpfungen zwischen ruraler Basissystemstruktur und urbanen Teilsystemstrukturen	101
5.6	Hintergrundkonzentrationen nach LAWA [2005, 2006]	101
5.7	Reaktionsraten für die Stoffumwandlungsprozesse im Gewässer	112
5.8	Landnutzungsspezifische Konzentrationen für Oberflächen- Zwischen- und Basisabfluss (mg/l)	124



1 Einleitung

1.1 Veranlassung

Gewässer sind vielfältigen Belastungen ausgesetzt. Diese Belastungen wurden in den letzten Jahrzehnten reduziert. Insbesondere im Bereich der Siedlungsentwässerung wurde durch den Ausbau von Kanalnetzen und Kläranlagen eine deutliche Verringerung der Schmutz- und Nährstoffeinträge erreicht. Trotzdem ist bis heute kein flächendeckend guter Zustand der Gewässer zu verzeichnen [Mang, 2002]. Ganz im Gegenteil zeigte eine Untersuchung der Länderearbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA, 1998], dass nur rund 15 % der Gütemessstellen in Deutschland eine Gewässergüteklasse II für die Parameter Gesamtstickstoff und -phosphor aufweisen. Dieser Zustand wird auch von aktuellen Gewässergüteuntersuchungen bestätigt [HLUG, 2004].

Aufgrund dieser Tatsache sowie neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse wurde in den vergangenen Jahren die bisher gängige Praxis der Emissionsbeschränkung durch immisionsorientierte Zielgrößen ersetzt bzw. ergänzt. Die neue Sichtweise hat sich in Deutschland z. B. in ATV-DVWK [2000], BWK [2001] und BWK [2003], HMULV [2004a,b] sowie DWA [2006] niedergeschlagen. Europaweit wurde mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) [EU, 2000] ein kombinierter Ansatz aus immisionsorientierten Zielgrößen im Gewässer und emissionsorientierten Grenzwerten eingeführt [Griffiths, 2002]. Grundsätzliches Ziel der EU-WRRL ist der gute ökologische und chemische Zustand der Gewässerkörper.

Ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung des Gewässerzustandes ist die Wasserqualität. Sie beschreibt die physikalisch-chemische Beschaffenheit des Wassers und ist ein wichtiger Indikator zur Einschätzung der Eignung eines Gewässers als Lebensraum für Pflanzen und Tiere. Eine gute Wasserqualität ist Grundlage für einen guten ökologischen Zustand der Gewässer.

Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft ist eine weitere maßgebliche Reduzierung der Belastungen kaum zu erwarten, da hier in der Vergangenheit bereits eine Vielzahl von Maßnahmen durchgeführt wurde [ArgeElbe, 1995; LAWA, 1996; Scheer, 2005]. Somit rücken die Gewässerbelastungen aus den übrigen Teilen eines Einzugsgebietes mehr in den Fokus [Harris u. a., 2004]. Dies sind insbesondere die Einträge aus den sogenannten diffusen Quellen, die überwiegend von landwirtschaftlichen Flächen stammen [Prasuhn u. a., 1996; Fehr und Föhse, 1997; Frey und Hoffmann, 1997; Barth, 1998; Lüsse, 1998;

LfUG, 1998; Behrendt u. a., 1999; Gröger und Lange, 2000; Meißner, 2000; Schmid und Prasuhn, 2000]

Flusseinzugsgebiete sind weltweit häufig aus unterschiedlichen Landnutzungen zusammengesetzt. Dies gilt insbesondere für anthropogen geprägte Einzugsgebiete. Sie bestehen zumeist aus einer Mischung von urbanen Gebieten, landwirtschaftlich genutzten Flächen und weitgehend natürlichen Gebieten. Eine klare Trennung zwischen urbanen Gebieten und deren Umgebung ist meist nicht möglich [Andrieu und Chocat, 2004].

Es liegt auf der Hand, dass zwischen den unterschiedlich genutzten Bereichen eines Einzugsgebietes Wechselwirkungen bestehen. Neben Überlagerungen der Abflussprozesse, z. B.

- Transport von Abfluss aus natürlichen oder landwirtschaftlich genutzten Flächen und Ausseengebieten,
- hydraulische Belastungen des Gewässers durch Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung oder
- Wellenüberlagerung von Abfluss aus ruralen Gebieten mit Abfluss aus urbanen Gebieten

existieren auch hinsichtlich der stofflichen Belastungen vielseitige Wechselwirkungen. Beispielsweise kann es zu Überlagerungen von Einträgen aus verschiedenen urbanen Gebieten kommen. Darüber hinaus ist hinsichtlich der Beurteilung der Belastungen eines Siedlungsgebietes auch die eventuell vorliegende stoffliche Belastung des Gewässers von oberhalb liegenden landwirtschaftlich genutzten oder natürlichen Gebieten von Interesse. Dies insbesondere, da die Einträge aus diffusen Quellen sowohl zeitlich als auch räumlich einer starken Variabilität unterliegen.

Die dargestellte Situation macht deutlich, dass eine weitere Verbesserung der Gewässersituation nur zu erreichen ist, wenn alle Belastungen eines Gewässers auf Einzugsgebietsebene betrachtet werden. Nach Hession u. a. [2000] fordern viele Quellen die einzugsgebietsweise Betrachtung, wenn Wasserqualitätsprozesse betrachtet werden, z. B. Odum [1969], Stanford und Ward [1992], Reynolds [1993], USEPA [1995]. Trotzdem wurden in der Wasserwirtschaft bis zur Veröffentlichung des sogenannten „Brundtland-Reports“ [WCED, 1987] nur einzelne Teilsysteme betrachtet. In jüngerer Zeit fordern z. B. Ostrowski und Alsenz [1989], Ostrowski und Alsenz [1990], Durchschlag [1989b], Lijklema u. a. [1993], Lijklema [1993], O’Loughlin u. a. [1996], Mailhot u. a. [1997], Ostrowski [2000], Valeo und Moin

[2000] Harremoës [2002] und Harris u. a. [2004] die integrierte Betrachtung ganzer Einzugsgebiete. Andrieu und Chocat [2004] prägten den Begriff der „Hydrologie anthropogen geprägter Gebiete“, der die besten Ideen und Methoden aus den Bereichen der Siedlungsentwässerung sowie der Hydrologie natürlicher Gebiete miteinander verknüpfen soll. Mittlerweile haben sich diese Forderungen auch in den politischen Rahmenbedingungen niedergeschlagen. Die EU-WRRL fordert explizit die integrierte Flussgebietsbewirtschaftung unter Berücksichtigung aller maßgeblichen Einflüsse und Belastungen auf die Gewässerkörper.

Die zu berücksichtigenden Prozesse bei einer einzugsgebietsweiten Betrachtung eines Gewässers und zur Ableitung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität sind sehr komplex und messtechnisch schwer zu erfassen. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wurde das Thema der integrierten Modellierung von Metcalf und Eddy [1971], Beck [1976], Lijklema u. a. [1989] und Lijklema [1993] eingeführt. Im Kontext der Siedlungswasserwirtschaft wird der Begriff der integrierten Modellierung als Kopplung von mindestens zwei der drei Teilbereiche Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer definiert. Harremoës [2002] stellte allerdings fest, dass die Mehrheit der publizierten Modellansätze nur zwei Teilbereiche koppelten und ländliche sowie natürliche Einzugsgebietsteile generell nicht betrachtet wurden. Mittlerweile gibt es mehrere Ansätze, die mehr als zwei Teilbereiche miteinander koppeln (z. B. Schütze u. a. [2002], Vanrolleghem u. a. [2005], Muschalla [2006]). Alle Ansätze berücksichtigen allerdings nur ein urbanes Gebiet. Abfluss und Stoffeinträge aus oberhalb liegenden Gebieten werden, wenn überhaupt, zumeist nur vereinfacht berücksichtigt.

Zur Modellierung von diffusen Quellen existiert eine Vielzahl an Modellen, die von der Mikroskala bis zur Mesoskala reichen. Modelle für einzugsgebietsweise Modellierung arbeiten häufig mit jährlichen oder monatlichen Frachten. Nur wenige Modelle erlauben die Abbildung von Effekten, die aus Einzelniederschlagsereignissen resultieren, z. B. ANSWERS2000 (Bouraoui und Dillaha [1996], Bouraoui und Dillaha [2000]). Die Berücksichtigung von Einträgen aus urbanen Gebieten ist in den meisten Modellen nicht möglich. Falls doch, z. B. HSPF [Bicknell u. a., 2001] und SWAT [Neitsch u. a., 2005], können urbane Einflüsse nur stark vereinfacht berücksichtigt werden.

Generell lässt sich feststellen, dass Modellsysteme zur einzugsgebietsweiten Betrachtung fehlen [Horn u. a., 2004], diese aber dringend benötigt werden.

1.2 Zielsetzung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist, ausgehend von den in Kapitel 1.1 dargestellten Problemen, einen Beitrag zur holistischen, immissionsorientierten Gewässergütesimulation für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung zu liefern.

Daraus folgt als Primärziel die Integration von Modellkomponenten für die Teilbereiche Kanalnetz, Kläranlage, landwirtschaftliche Nutzflächen, weitgehend natürliche Flächen und Gewässer zur Beschreibung der Wechselwirkungen der hydraulischen und stofflichen Belastungen.

Das Abflussverhalten ist die treibende Kraft für Stofftransportprozesse. So begründen sich beispielsweise Defizite bei der Beschreibung von Stoffeinträgen häufig in Fehlern bei der Berechnung der Abflussspitzen [Grunwald, 1998]. Knoflacher u. a. [2002] wiesen stark erhöhte Konzentrationen für Stickstoff und Phosphor während Hochwasserereignissen nach. Auch Bach [1996] weist auf einen hohen Anteil der Hochwasserfracht am Gesamtaustrag von diffusen Quellen hin. Es ergibt sich daraus die Forderung nach einer möglichst hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung bei der Abbildung der diffusen Einträge und eine enge Kopplung an das hydrologische Verhalten des Einzugsgebietes, damit auch kritische Einzelereignisse erfasst werden können.

Die Abbildung soll möglichst flächendetailliert erfolgen, da bei hoch aggregierten Eingangsdaten die Gefahr besteht, dass bestehende Verhältnisse zu stark relativiert werden und Probleme eventuell nicht mehr erkannt werden können [Hahn u. a., 2001]. Nur eine detaillierte Abbildung aller Teilbereiche ermöglicht die Berücksichtigung der verschiedenen Belastungen auf den Gewässerkörper sowie die Maßnahmenanalyse in unterschiedlichen Teilbereichen des Einzugsgebietes im Rahmen von Szenarioanalysen.

Im Rahmen dieser Arbeit wird die chemisch-physikalische Wasserqualität als wichtige Zielgröße und Basis für einen guten ökologischen Zustand des Gewässers betrachtet. Weitere ökologische Kriterien, wie z. B. in der EU-WRRL gefordert, werden bei der Gewässergütesimulation nicht berücksichtigt.

Die Modellentwicklung hat nicht nur ein praktisch anwendbares Modellsystem zum Ziel, vielmehr wird die Modellentwicklung als Prozess betrachtet: Ein Modell erlaubt es, die Natur in einem alternativen Format zu repräsentieren, zu abstrahieren und zu vereinfachen und unsere Vorstellungen über in der Natur ablaufende Prozesse zu strukturieren. Damit dienen Modelle nicht nur als fertige Anwendungsprodukte zur konkreten Problemlösung sondern vor

allem auch der Analyse, dem Experimentieren sowie zum Testen von Ansätzen und Theorien und damit einem weiteren Erkenntnisgewinn [Jeffrey und Gearey, 2006]. Modellentwicklung ist eines der besten Werkzeuge, um die relative Bedeutung der verschiedenen Prozesse zu bewerten und die Sensitivität des betrachteten Systems hinsichtlich unterschiedlicher Eingriffe zu analysieren und Fragestellungen aus neuen Blickwinkeln zu betrachten [Abbott und Refsgaard, 1996].

1.3 Gliederung der Arbeit

In Kapitel 2 werden die charakteristischen Merkmale von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung beschrieben und die daraus resultierenden Belastungen und deren Auswirkungen im Gewässerkörper dargestellt. Kapitel 3 gibt einen Überblick über den aktuellen Stand der integrierten Modellierung und zeigt den Forschungsbedarf auf. Das entwickelte Modellkonzept zur integrierten Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung wird in Kapitel 4 dargestellt. Die Anwendung des Modellkonzepts auf ein reales Fallbeispiel sowie die Ergebnisse und sich ergebenden Schlussfolgerungen werden in Kapitel 5 erläutert. Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung und einem Ausblick in Kapitel 6.



2 Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung

2.1 Systembeschreibung

Eine immissionsorientierte Betrachtung der Gewässerbelastung erfordert die Berücksichtigung aller maßgeblichen Prozesse und der damit zusammenhängenden Einträge von Nähr- und Schadstoffen in den Gewässerkörper. Plate [1995] zeigt in einer Übersicht die Komplexität typischer Einzugsgebiete in Deutschland auf.

Wie aus Abbildung 2.1 ersichtlich, existieren neben unterschiedlichen Landnutzungen, z. B. verschiedenen Arten von Wald, Acker- und Weinbauflächen sowie urbanisierten Einzugsgebietsteilen auch diverse Bodentypen und unterschiedliche topographische Ausprägungen. Abfluss und Stofftransport innerhalb des Einzugsgebietes und aus dem Einzugsgebiet heraus unterscheiden sich maßgeblich für dessen unterschiedliche Teilbereiche. Zunehmend bestehen Einzugsgebiete, insbesondere in anthropogen geprägten Gebieten, aus einer Mischung von urbanen Gebieten, landwirtschaftlichen Nutzflächen und weitgehend natürlichen Flächen. Eine klare Grenze zwischen urbanen Gebieten und deren Umgebung existiert meist nicht [Andrieu und Chocat, 2004].

Abbildung 2.2 zeigt schematisch die Struktur eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung. Neben verschiedenen weitgehend natürlichen Gebieten existieren landwirtschaftliche Nutzflächen, die jeweils unterschiedliche Nutzungen aufweisen können. Darüber hinaus finden sich, vor allem in dichter besiedelten Gebieten, oft mehrere urbane Gebiete. In der Regel verfügt in Mitteleuropa jedes urbanisierte Gebiet über ein Kanalnetz sowie eine Kläranlage. Nicht dargestellt sind in 2.2 Bauwerke im Gewässerkörper, wie beispielsweise Wehranlagen, Hochwasserrückhaltebecken oder Talsperren, die aber einen großen Einfluss auf die Gewässerqualität haben können.

Neben den dargestellten Teilsystemen lässt sich der Gesamtabfluss innerhalb eines Einzugsgebietes, wie in Abbildung 2.1 dargestellt, in Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und den Basisabfluss unterscheiden.

Ausgehend von den dargestellten Nutzungen ergeben sich verschiedene Belastungen des Gewässerkörpers. Eine immissionsorientierte Betrachtungsweise mit der Zielgröße einer guten chemisch-physikalischen Wasserqualität erfordert zwangsläufig die Berücksichtigung aller maßgeblichen Belastungen. Der Ausbau von Kanalnetzen und Kläranlagen in der Vergangenheit hat für diese beiden Teilsysteme eine relativ hohe Effizienz in Bezug auf die Re-

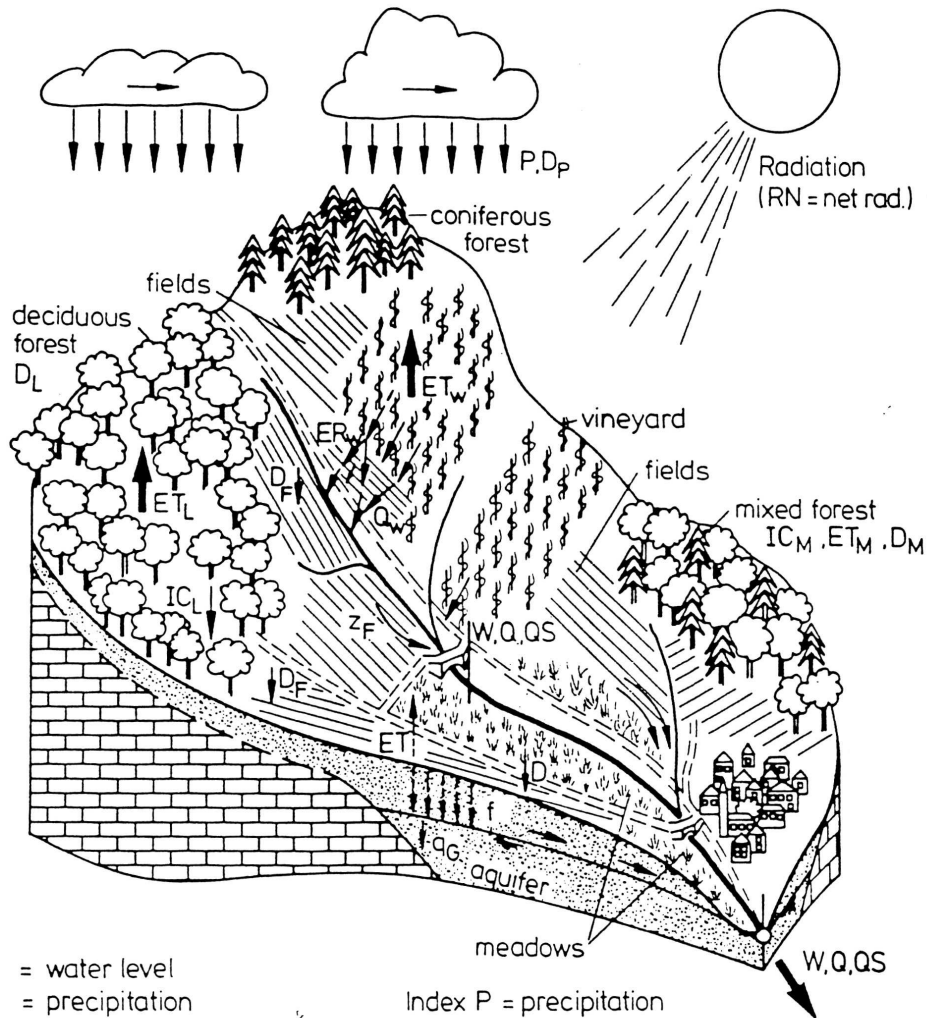
duzierung von Gewässerbelastungen sichergestellt. Zukünftig müssen daher auch andere Maßnahmen und Kriterien zur Verbesserung des Gewässerzustandes berücksichtigt werden, da nicht mehr zwangsläufig davon ausgegangen werden kann, dass die Abwasserbehandlung die kostengünstigste Maßnahme des Gewässerschutzes darstellt [Schilling u. a., 1997]. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Gewässer von den Stoffeinträgen des umgebenden Einzugsgebietes abhängig sind. In der Regel sind diese Einträge auch in anthropogen unbeeinflussten Einzugsgebieten größer als die Primärproduktion des Gewässers. Die Einträge von Stoffen und deren Umsatz weisen im Verlauf des Gewässers neben räumlichen Gradienten (kontinuierlich und sprunghaft) auch hohe zeitliche Fluktuationen auf [Vannote u. a., 1980; Borchart, 1993].

2.1.1 Ausgangslage

Der Schutz der europäischen Gewässer begann emissionsorientiert, d. h. mit einer Beschränkung der Austräge aus Kläranlagen, den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung, industrieller Direktleitungen und anderen punktueller Belastungsquellen. In der Bundesrepublik Deutschland hat sich diese Betrachtungsweise in den Richtlinien für Kanalnetze [ATV, 1992; ATV-DVWK, 2001] und Kläranlagen [ATV, 1991] niedergeschlagen. Auch international wurde diese Betrachtungsweise verfolgt, z. B. durch den Clean Water Act (CWA) [USEPA, 1972] in den USA.

Die Emissionsbegrenzung führte in den letzten Jahrzehnten zu deutlichen Reduzierungen der Gewässerbelastungen. Durch einen massiven Ausbau der Reinigungsleistung von Kläranlagen [ATV, 1991] konnten die chronisch wirkenden Belastungen der Gewässer mit Nährstoffen deutlich reduziert werden. Die Beschränkung der entlasteten Jahresfracht in Bereich der Regenwasserbewirtschaftung [ATV, 1992; ATV-DVWK, 2001] führte zu einem Ausbau der Kanalnetze, das vergrößerte Speichervolumen im Netz zu einer Reduzierung der Entlastungshäufigkeit und -menge. Hierdurch konnten die akut wirkenden Gewässerbelastungen reduziert werden. Auch die Belastungen durch Direktleitungen wurden im Rahmen der Emissionsbeschränkung deutlich geringer [Heathwaite u. a., 2005].

Trotz der dargestellten Gewässerschutzmaßnahmen haben die Gewässerkörper der Bundesrepublik Deutschland noch keinen flächendeckend guten Zustand erreicht [Mang, 2002]. Eine Untersuchung der



W = water level
 P = precipitation
 ET = evapotranspiration
 IC = interception
 f = infiltration
 z = erosion from field
 q = runoff from surface
 Q = discharge of creek
 D = vector of pollutant inputs (D_p from precipitation)
 QS = vector of pollutant transport
 ER = erosion yield

Index P = precipitation
 F = field
 W = vineyard
 L = deciduous forest
 M = mixed forest
 N = coniferous forest
 G = ground water

Abbildung 2.1: Einzugsgebiet mit komplexer Nutzung [Plate, 1995]

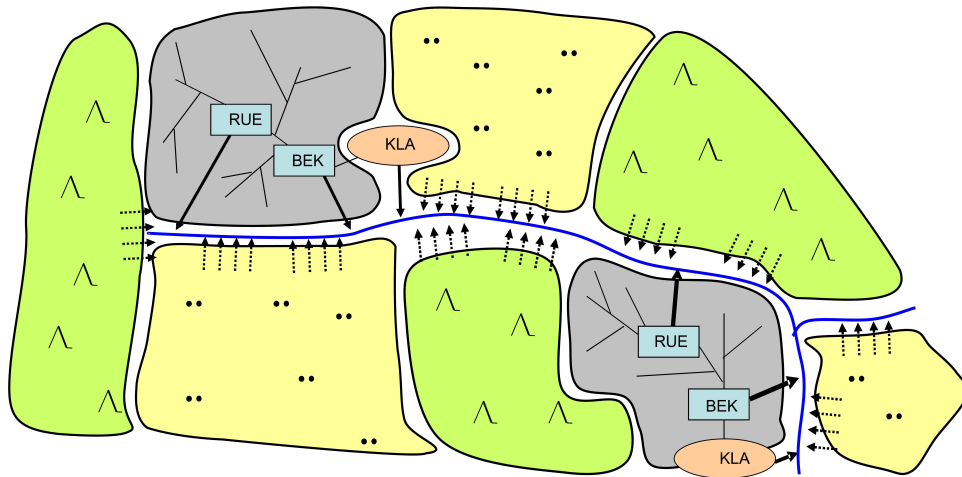


Abbildung 2.2: Struktur eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung (RUE = Regenüberlauf, BEK = Becken, KLA = Kläranlage)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [LAWA, 1998] ergab, dass nur ca. 15 Prozent der Gütemessstellen in Deutschland eine Gewässergüteklasse II für die Parameter Gesamtstickstoff und -phosphor aufweisen. Die Zusammenstellung von ausgewählten Daten zur chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheit deutscher Fließgewässer [Umweltbundesamt, 1996] zeigt, dass nur an wenigen Messstellen das 90-Perzentil unter dem Grenzwert der Gewässergüteklasse II von 0,15 mg/l Gesamtphosphor liegt. Ähnlich stellt sich die Situation für Ammonium (Güteklasse II < 0,30 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$) und Nitrat (Güteklasse II < 2,5 mg/l Nitrat) dar. Auch aktuelle Erhebungen, z. B. der Hessische Gewässergütebericht [HLUG, 2004], bestätigen diese Erkenntnisse. Neben den Problemen der Wasserqualität zeigt z. B. das Gewässerstrukturgüteinformationssystem GESIS [HMULV, 2005], dass auch in Hinblick auf die Gewässermorphologie noch Verbesserungsbedarf existiert. In DVWK [1998] wird darauf aufmerksam gemacht, dass trotz einer verbesserten Reinigungsleistung der Kläranlagen und dem damit verbundenen Rückgang der Nährstoffbelastungen die Gewässereutrophierung in Gewässern weiterhin ein großes Problemfeld darstellt. Die genannten Probleme sind dabei nicht auf die Bundesrepublik Deutschland beschränkt, sondern stellen sich in ähnlicher Form in vielen anderen Ländern in Europa [Beudert, 1997; DVWK, 1998].

Ausgehend von dem dargestellten nach wie vor verbesserungswürdigen Gewässerzustand ergibt sich, dass die bisherige Bewirtschaftungspraxis der Gewässerkörper überprüft werden muss. Die häufige Über- bzw. Unterschreitung einer guten chemisch-

physikalisch Wasserqualität der Fließgewässer begründen trotz bereits umgesetzter Maßnahmen einen akuten Handlungsbedarf.

Aufgrund der bestehenden Probleme wurde die bisherige Praxis der von den charakteristischen Eigenschaften des Gewässers unabhängigen Emissionsbegrenzung auf den Prüfstand gestellt. Ausgehend von den fortbestehenden Problemen und neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse wurde die Emissionsbeschränkung durch immissionsorientierte Zielgrößen ersetzt bzw. ergänzt. Prinzipiell müssen gewässerökologische Fragestellungen und somit auch Fragen der Wasserqualität immer immissionsbezogen betrachtet werden, da die Bedeutung einer Substanz von ihrer Konzentration und Wirkungszeit abhängt [Bach, 1996]. Diese neue Sichtweise hat sich in Deutschland z. B. in BWK [2001] und BWK [2003], HMULV [2004a] und HMULV [2004b], ATV-DVWK [2000] sowie DWA [2006] niedergeschlagen. Europaweit wurde mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) [EU, 2000] ein kombinierter Ansatz aus immissionsorientierten Zielgrößen im Gewässer und emissionsorientierten Grenzwerten eingeführt [Griffiths, 2002]. Grundsätzliches Ziel der EU-WRRL ist der gute ökologische und chemische Zustand der Gewässerkörper. Ähnliche Erweiterungen der Gesetzgebung finden sich zum Beispiel auch in dem bereits erwähnten CWA der USA [USEPA, 1972].

Durch dieses Umdenken wurden das jeweilig betrachtete Gewässer und die dort wünschenswerten ökologischen, morphologischen und chemisch-physikalischen Bedingungen in den Mittelpunkt der Betrachtung gerückt. Mit den Bedingungen im Ge-

wässerkörper als Zielgrößen fällt das zu betrachtende Untersuchungsgebiet automatisch mit dem Einzugsgebiet des Gewässers zusammen, wobei für größere Gewässerkörper auch Teileinzugsgebiete denkbar sind. Nur auf diesem Wege kann die Berücksichtigung aller maßgeblichen Belastungen auf den Gewässerkörper sichergestellt werden.

2.2 Belastungen des Gewässerkörpers

Die Belastungen aus den verschiedenen Teilgebieten eines Einzugsgebietes können nach unterschiedlichen Systemen klassifiziert werden. Häufig erfolgt eine Unterteilung hinsichtlich der Herkunft der Belastung in die sogenannten punktuellen und diffusen Quellen. Diese Unterteilung wird in der Literatur jedoch nicht konsistent verwendet [Bach, 1996].

Novotny und Chesters [1981] definieren alle Einleitungen in Gewässer als Punktquellen, deren Abfluss und Stoffkonzentrationen konstant und somit unabhängig von äußeren Witterungseinflüssen sind. Alle übrigen Einträge werden unter dem Begriff der diffusen Quellen zusammengefasst, treten in unregelmäßigen Abständen auf und weisen hinsichtlich Abflussmenge und Stoffkonzentrationen eine große Variabilität auf.

Eine Unterscheidung bezogen auf die Transportprozesse führt Decoursey [1985] ein. Alle Belastungen, die durch natürliche hydrologische Prozesse in den Gewässerkörper gelangen, werden als diffuse Quellen bezeichnet. Stoffe aus Punktquellen werden unabhängig von natürlichen Prozessen in die Gewässer eingetragen.

Nach Stalzer u. a. [1985] zählen zu den Punktquellen nur die Belastungen, die in einer Sammelkanalisation erfasst werden und über Kläranlagen dem Gewässer zugeführt werden. Darüber hinaus zählt Niederschlagswasser, das über die Kanalisation in die Gewässer eingetragen wird, zu den Punktquellen. Alle übrigen Eintragspfade werden als diffuse Quellen betrachtet.

Neben den flächenhaften Einträgen aus z. B. landwirtschaftlichen Nutzflächen zählen nach Werner u. a. [1991] auch kleine punktuellen Einleitungen wie Hauskläranlagen, Straßenabläufe und Abflüsse von landwirtschaftlichen Betrieben zu den diffusen Quellen.

DVWK [1999] zählt Einleitungen aus Kläranlagen und sonstigen Abwasserbehandlungsanlagen, z. B. Entlastungen der Misch- oder Trennkanalisation, industrielle Direkteinleiter und klar abgrenzbare Altlasten zu den Punktquellen. Alle übrigen Belastungen werden den diffusen Quellen zugeordnet.

Whitehead [2006] zählt zu den diffusen Belastungen alle Einträge, die nicht einem konkreten Einlei-

tungspunkt zugeordnet werden können, sondern auf einer Vielzahl von Transportwegen ins Gewässer eingetragen werden.

Tabelle 2.1 zeigt eine Übersicht der unterschiedlichen Definitionen für den Begriff der diffusen Quellen.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird nachfolgend die Definition nach Werner u. a. [1991] und DVWK [1999] zur Abgrenzung verwendet, wobei im Zweifelsfall mengen- und stoffbezogen bekannte Einleitungen gemäß Stalzer u. a. [1985] den punktuellen Belastungen zugeordnet werden. Die Klassifizierung folgt damit Mohaupt u. a. [2000]. Er akzeptiert zwar aus wissenschaftlicher Sicht die Definition von Novotny und Chesters [1981] sowie Novotny [1988], wonach alle Quellen als diffus bezeichnet werden, die an Regen- und Abflussereignisse gekoppelt sind. Aus praktischen Gesichtspunkten definiert er dagegen alle Einträge als diffus, die aus der Fläche oder von kleinen, messtechnisch nicht oder schwer zu erfassenden Quellen stammen.

2.2.1 Punktquellen

Nach der gewählten Definition fallen unter den Begriff der Punktquellen folgende Gewässerbelastungen:

- Kläranlagenabläufe,
- Direkteinleiter der Industrie,
- Abläufe sonstiger Abwasserbehandlungsanlagen,
- Entlastungen aus den Bauwerken der Siedlungsentwässerung (Regenüberläufe, Regenrückhaltebecken, Regenüberlaufbecken, Stauraumkanäle) und
- andere bezüglich Abflussmenge und Stoffkonzentrationen bekannte Belastungen.

Kleine punktuellen Einleitungen, wie z. B. Hauskläranlagen, Straßenabläufe und Abflüsse von landwirtschaftlichen Betrieben werden den diffusen Quellen zugeordnet, da in diesen Fällen die genauen Belastungen selten bekannt sind.

Bei Kläranlagen hängt die Gewässerbelastung maßgeblich vom Ausbaugrad und der Reinigungsleistung der Kläranlage ab. Hauptquelle für Stickstoffeinträge aus Kläranlagen sind menschliche Ausscheidungen. Der größte Teil der Stickstoffverbindungen aus Kläranlagenabläufen liegt in reduzierter Form (Ammonium, je nach Nitrifikationsleistung der Anlage auch Nitrat) vor [Beudert, 1997]. Phosphoreinträge aus Kläranlagen stammen ebenfalls zu

Tabelle 2.1: Abgrenzung des Begriffs „Diffuse Quellen“ nach verschiedenen Autoren [Bach, 1996].

Eintragspfad	Novotny und Chesters [1981]	Decoursey [1985]	Stalzer u. a. [1985]	Werner u. a. [1991]	DVWK [1999]	Whitehead [2006]
Grundwasser, Dränwasser	•	•	•	•	•	•
Oberflächenabfluss (von natürlichen Oberflächen) und Bodenabtrag	•	•	•	•	•	•
Atmosphärische Deposition		•	•	•	•	•
Direkteintrag (Düngung, PSM-Behandlung, Wiedevieh)	•	•	•	•	•	•
Oberflächenabfluss von außerörtlichen Straßen und Wegen	•	•	(•)	•	•	•
landwirtschaftliche Abflüsse (z.B. Sickersäfte)	(•)		•	•	•	•
nicht kanalisierte Abwässer				•	•	•
Regenwasserentlastung	•					

großen Teilen von menschlichen Ausscheidungen, da die Einführung phosphatfreier Waschmittel die Einträge über Reinigungsmittel stark reduziert hat [Koppe und Stozek, 1986]. Im Kläranlagenablauf ist meist Phosphat vorzufinden [Beudert, 1997]. Aufgrund der Überwachung und Eigenkontrolle sind die Einträge aus Kläranlagen meist relativ genau bekannt.

Novotny und Chesters [1981] betonen den diffusen Charakter des Niederschlagsabflusses befestigter Gebiete, weil die Ursache der Belastung die räumlich verteilte Akkumulation von Schmutzstoffen auf versiegelten Flächen ist. Die Einleitungen in das Gewässer erfolgen jedoch punktuell an den Entlastungsbauwerken der Mischwasserkanalisation oder den Regenklärüberläufen der Trennwasserkanalisation und werden daher im Rahmen der vorliegenden Arbeit zu den Punktquellen gezählt. Im Gegensatz zu den relativ konstanten Abläufen der Kläranlagen unterliegen die Abläufe aus den Bauwerken der Siedlungs-entwässerung sowohl mengen- als auch konzentrationsmäßig großen Schwankungen. Spannbreiten für Konzentrationen von Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen, abfiltrierbarer (AFS) und biologisch abbaubarer Stoffe (BSB/CSB) finden sich in Hamm [1991], Werner u. a. [1991], Marsalek [1991], Xanthopoulos [1992], Menacher und Augustin [1992] und Beudert [1997].

2.2.2 Diffuse Quellen

Unter den Begriff der diffusen Stoffeinträge fallen alle Gewässerbelastungen, die nicht zu den in Kapitel 2.2.1 genannten Punktquellen zählen. Hierunter fallen alle „echt“ flächenbürtigen Emissionen sowie solche aus nicht im einzelnen erfassbaren punktuellen Quellen [Anderwald u. a., 1995; Knoflacher u. a., 2002].

Diffuse Quellen weisen generell folgende Charakteristika auf [Novotny und Chesters, 1981]:

- Sie erreichen den Gewässerkörper in diffuser Weise, in unregelmäßigen Abständen und in enger Kopplung an die meteorologischen Randbedingungen.
- Die Quelle der Belastung ist (groß)flächig und der Stoff wird über die Oberfläche transportiert bevor er das Gewässer erreicht.
- Diffuse Quellen können nicht an ihrem Herkunftsort gemessen werden, der exakte Ursprungsort ist schwierig oder gar nicht zu ermitteln.
- Die Einträge sind eng mit geographischen sowie geologischen Bedingungen verknüpft, die sich von Ort zu Ort stark unterscheiden.

Unter die diffusen Einträge in Gewässer fallen somit Auswaschungen von Mineralien, erodiertes Material von natürlichen Flächen und Einträge von anthropogen veränderten Flächen. Die Einträge anthropogen veränderter Flächen sind zumeist verbunden mit Dünger- oder Chemikaliengaben für das Pflanzenwachstum und Schädlingsbekämpfungsmitteln. Es kann also zwischen diffusen Quellen mit nahezu ausschließlich anthropogener Natur und einer natürlichen Hintergrundbelastung unterschieden werden [Novotny und Chesters, 1981]. Die natürliche Hintergrundbelastung hat ihre Ursache in der Auswaschung von Stoffen aus Steinen und ungestörten Böden, der natürlichen Erosion und z. B. der Auswaschung von chemischen und biochemischen Komponenten aus Waldstreu (Laub).

Zu den diffusen Belastungen von Gewässern zählen [Behrendt u. a., 2002]:

- Atmosphärische Deposition.
- Einträge über Drainagen.
- Bodenerosion (Oberflächenabfluss) und Auswaschung von Stoffen (unterirdische Abflusspfade) von
 - Wald und natürlichem Grünland (geogene Stoffeinträge),
 - Ackerflächen (Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel),
 - Weideflächen (pathogene Keime),
 - nicht an die Kanalisation angeschlossenen Flächen kleiner Siedlungen.

In Abbildung 2.3 sind die verschiedenen Quellen für diffuse Stoffeinträge dargestellt.

Atmosphärische Deposition

Atmosphärische Deposition bezeichnet den direkten Stoffeintrag durch Niederschlag auf das Gewässer.

Mittlere Konzentrationen in Deutschland liegen bei 0,4–4 mg/l $NH_4 - N$, 0,5–1,5 mg/l $NO_3 - N$, 0,05–0,2 mg/l $oPO_4 - P$ und 7–13 mg/l Staub/AFS [Bullermann u. a., 1989; Werner u. a., 1991]. Eine Umrechnung auf die Fläche ergibt für die Bundesrepublik Deutschland mit regionalen Schwankungen Werte von 0,5–2 g/(m² a) N und 10–120 mg/(m² a) für P [Führer u. a., 1988]. Die Staubdeposition in ländlichen Gebieten schwankt zwischen 36–110 g/(m² a) [Pankrath, 1985].

Der Eintrag über direkte atmosphärische Deposition ist aufgrund der geringen Gewässerfläche für die meisten Einzugsgebiete unbedeutend. Ausnahmen sind große stehende Gewässer.

Drainagen

Werden landwirtschaftliche Nutzflächen durch Drainagen entwässert, stellen diese eine maßgebliche Quelle für Nährstoffeinträge in das Gewässer dar. Die Drainagen haben eine verkürzte Verweilzeit des Wassers im Boden zur Folge, sodass Abbauprozesse wie z. B. die Denitrifikation nur eingeschränkt ablaufen können [Beudert, 1997]. Daher weist Drainagewasser meist höhere Stoffkonzentrationen auf als Grundwasser [Beudert, 1997]. Durch die Dränung wird die Infiltrationskapazität der Böden erhöht und somit der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss reduziert [Beudert, 1997]. Phosphat wird überwiegend über den Oberflächenabfluss ausgetragen, sodass von drainierten Flächen eine Reduktion des Austrages zu erwarten ist. Beudert [1997] beschreibt eine Erhöhung der Stickstoffausträge um 50 % und eine Minderung der Phosphatausträge um 45 %. Maßgeblichen Einfluss auf die Stoffkonzentrationen im Drainagewasser haben die Bodennutzung und die Düngung [DVWK, 1985]. Für Grünland werden mittlere Nitrat-N-Gehalte von 1–2 mg/l angegeben, bei Ackernutzung liegt dieser Wert zwischen 5–20 mg/l. Die Konzentration von $NH_4 - N$ liegt bei 0,5 mg/l und die $PO_4 - P$ -Konzentration zwischen 0,01–0,4 mg/l [Beudert, 1997].

Zwischenabfluss und Grundwasser

Ebenso wie beim Drainagewasser wird über die natürlich vorhandene Grundwasserströmung überwiegend leichtlösliches Nitrat in die Gewässer eingetragen. Die Stoffeinträge über den Pfad Grundwasser variieren stark mit der Landnutzung. Mit zunehmender Verweildauer des Wassers im Grundwasserleiter steigt die Denitrifikationsrate [Beudert, 1997]. Zusätzlich kann es beim Eintritt von Grundwasser in den Gewässerkörper durch die reduzierende Wirkung des Sediments zu Denitrifikation kommen [Beudert, 1997]. Nach Werner u. a. [1991] wird Ammonium in der Regel im Boden zu Nitrat umgesetzt und wie Phosphat vom Boden absorbiert. Die Konzentrationen von $NH_4 - N$ und $oPO_4 - P$ im Grundwasser sind meist sehr gering [n.n. - 1 mg/l $NH_4 - N$, < 0,1 $oPO_4 - P$].

Oberflächenabfluss

Beim Oberflächenabfluss von durchlässigen Flächen unterscheidet man zwischen Oberflächenabfluss infolge von Infiltrationsüberschuss oder Sättigungsüberschuss [Bronstert, 1994].

Sättigungsüberschussabfluss entsteht auf Flächen am Hangfuß, die durch oberflächennahes Grundwas-

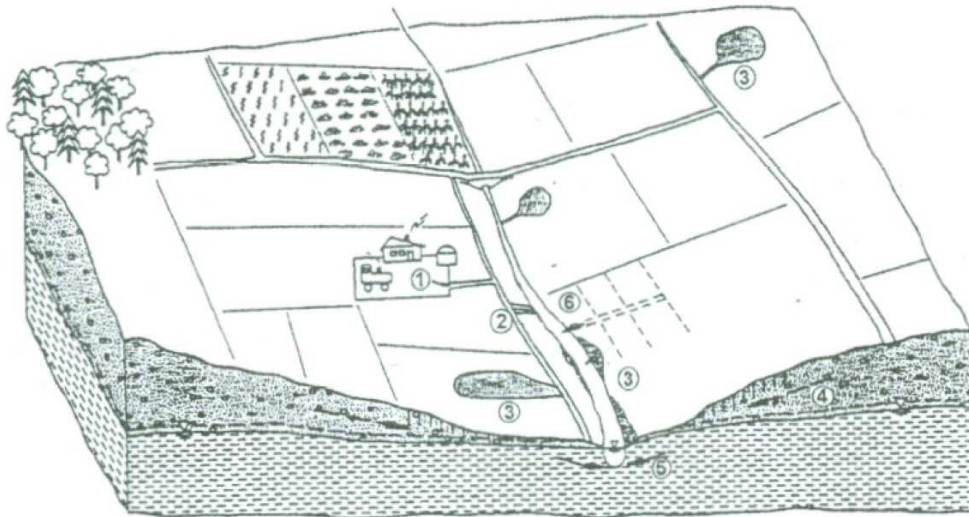


Abbildung 2.3: Eintragspfade von Stoffen im ländlichen Raum (1 - Höfe, 2 - Wegenetz, 3 - Oberflächenabfluss, 4 - Zwischenabfluss, 5 - Grundwasser, 6 - Drainage). Aus Beudert [1997], verändert nach Bronstert [1994].

ser fast vollständig gesättigt sind und die Versickerung verhindern. Der Oberflächenabfluss fließt dadurch direkt zum Gewässer ab. Hierzu zählt auch der sog. „Return-Flow“, wenn Zwischenabfluss austritt und an der Oberfläche abfließt. Infiltrationsüberschussabfluss entsteht während Starkregenereignissen, wenn die Regenintensität die Infiltrationsrate überschreitet. Aufgrund der hohen kinetischen Energie ist der Infiltrationsüberschussabfluss mit einem hohen Bodenabtrag verbunden.

Über die Bodenoberfläche erfolgt eine Mischung des Niederschlagswassers mit dem Bodenwasser und insbesondere der obersten Bodenschicht. Feststoffe an der Bodenoberfläche werden hierbei z. T. im Niederschlagswasser gelöst, bereits an die Bodenpartikel adsorbierte Stoffe werden z. T. desorbiert [Beudert, 1997].

Ein weiterer Stoffeintrag erfolgt über den Abtrag von Bodenpartikeln durch die Einwirkung der Regentropfen auf die Bodenoberfläche [Schwertmann u. a., 1987; Hamm, 1991; Auerswald, 2000; BMVEL, 2002]. Der Bodenabtrag wird im Oberflächenabfluss suspendiert und gelangt auf diesem Weg in das Gewässer [Ahuja und Lehman, 1983; Wallach u. a., 1989].

Die Stoffeinträge im Oberflächenabfluss variieren stark. Sie sind neben der von der Niederschlagsintensität abhängigen Erosion (Bodentyp) maßgeblich von der Konzentration der Stoffe im Oberboden (Landnutzung) abhängig, die direkt nach einer Düngung am höchsten ist und nachfolgend durch Verla-

gerung im Boden, Aufnahme in Pflanzen und Abbauprozesse abnimmt [Knisel, 1980].

2.3 Auswirkungen der Belastungen

Die beschriebenen Belastungen führen zu unterschiedlichen Auswirkungen im Gewässer. Je nach Belastung und Gewässertyp bewegen sich die Folgen in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen, wie in Abbildung 2.4 dargestellt.

Eine systematische Klassifizierung der Folgen ist schwierig, da eine Belastung häufig in mehreren Bereichen Effekte zeigen kann. Prinzipiell kann eine Klassifizierung unter drei unterschiedlichen Gesichtspunkten erfolgen:

- Dauer der Folgen,
- Art der Folgen,
- Verursachender Stoff/Indikator der Folgen.

Tabelle 2.2 gibt einen Überblick über die Klassifizierungen.

Hinsichtlich der zeitlichen **Dauer der Folgen** kann zwischen akuten (Stunden), verzögerten (Tagen) und akkumulierenden (Wochen, Jahre) Folgen unterschieden werden [Schilling u. a., 1997; Fischer, 1998]. So fällt der erhöhte Sauerstoffverbrauch von Bakterien im Wasser und Benthos aufgrund leicht abbaubarer organischer Substanzen als Folge eines Entlastungsereignisses der Siedlungsentwässerung in den Bereich der akuten Folgen. Neben den

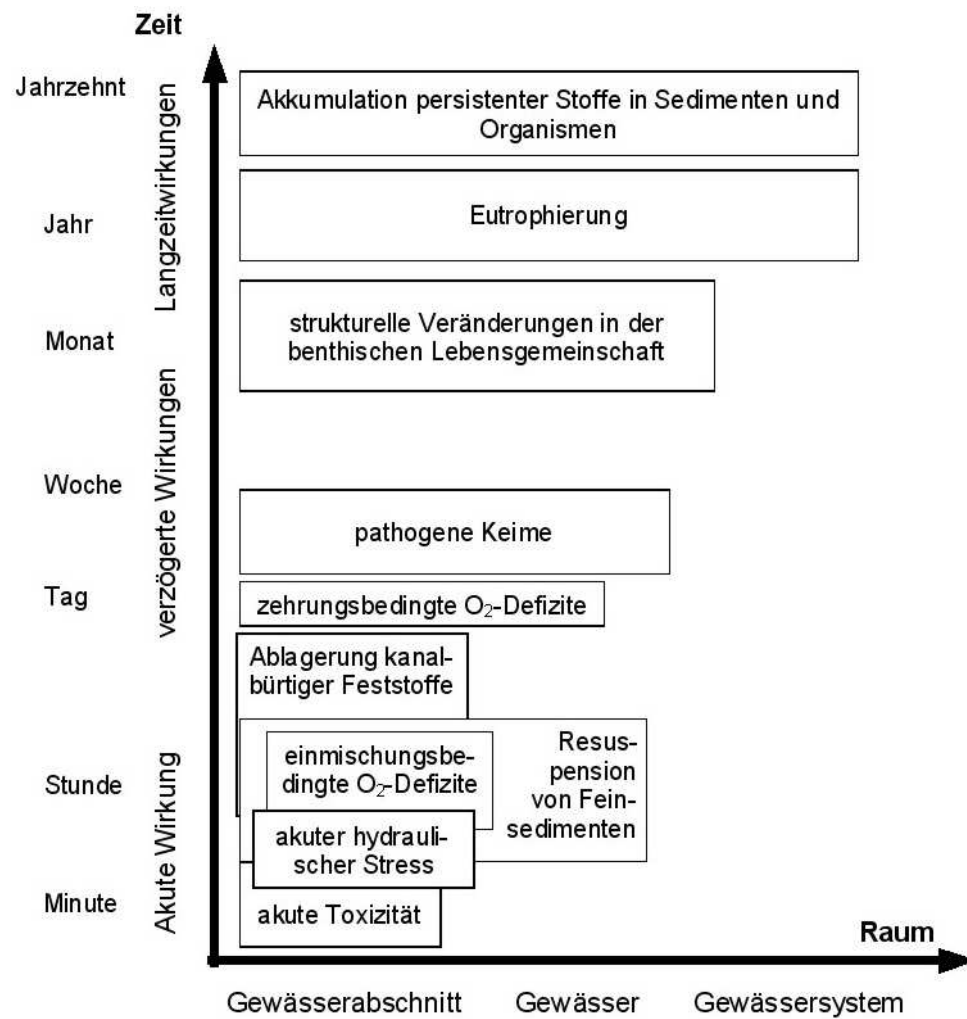


Abbildung 2.4: Räumliches und zeitliches Wirkungsspektrum von Gewässerbelastungen. Aus Fischer [1998].

Tabelle 2.2: Klassifizierung der Folgen von Gewässerbelastungen [Schilling u. a., 1997].

Zeitskala	Art	Indikator
Akut (Stunden)	Hydraulisch	Abfluss, Sohlschubspannung
	Chemisch	Toxische Substanzen (NH ₃)
	Bio-Chemisch	Sauerstoffreduzierung im Gewässer
	Physikalisch	Gelöste Feststoffe
	Hygienisch	Bakterien, Viren
	Ästhetisch	Schwimmendes Material ,Geruch
Verzögert (Tage)	Hydraulisch	Sedimentbeförderungsvermögen
	Chemisch	Toxische Substanzen (NH ₃ , NO ₂)
	Bio-Chemisch	Sauerstoffreduzierung im Benthos/Sediment
	Hygienisch	Bakterien, Viren
	Ästhetisch	Schwebstoffe, Fremdkörper, Öl
Langfristig (Wochen, Jahren)	Hydrologisch	Abflussregime, Morphologie
	Chemisch	Schwermetalle, Pestizide, organische Spurenstoffe, Prioritäre Stoffe der WRRL
	Bio-Chemisch	Eutrophierung

schnell abbaubaren organischen Stoffen führen Entlastungsereignisse dem Gewässer aber partikuläre Stoffe zu, die langsam abbaubare organische Substanzen enthalten. Der Abbau dieser Substanzen unter Sauerstoffverbrauch und der damit verbundene erhöhte Sauerstoffverbrauch lässt sich den verzögerten Folgen zuordnen. Dagegen zählt die Eutrophierung von Gewässerkörpern durch die Zuführung von Pflanzennährstoffen zu den langfristigen oder akkumulierenden Folgen.

Die **Art der Folgen** lässt sich in hydrologische, hydraulische, chemische, bio-chemische, physikalische, hygienische und ästhetische unterscheiden [Schilling u. a., 1997].

Zu den hydrologischen Folgen zählt z. B. die Veränderung der Morphologie durch ein verändertes Abflussregime. Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung führen zu starken und kurzzeitigen hydraulischen Belastungen des Gewässers. Die damit verbundene Erhöhung der Sohlschubspannung kann zu einer Verdriftung von Organismen führen. Bei besonders starken Entlastungs- oder Hochwasserereignissen kann es auch zu einer umfassenden Verfrachtung von Organismen kommen (Katastrophen-drift). In allen Fällen kommt es zu einer Veränderung in der Biozönose des betroffenen Gewässerabschnittes [ATV, 1997]. Die ökologische Wirkung von Entlastungen aus dem Kanalnetz ist in verschiedenen Gewässertypen abhängig von morphologischen, hydraulischen und wasserchemischen Randbedingungen sehr unterschiedlich [Mang, 2002].

Zu den chemischen Folgen zählen alle Stoffeinträge, die toxisch wirken, z. B. kurzzeitige Spitzenkonzentrationen von Ammoniak (NH₃), das als Fischgift wirkt. Unter den bio-chemischen Folgen werden nach Schilling u. a. [1997] alle Prozesse zusammengefasst, die einen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration im Gewässer haben, z. B. der bakterielle Abbau von organischen Substanzen unter Sauerstoffverbrauch. Eine wichtige bio-chemische Folge stellt die Eutrophierung dar. Sie beschreibt den Prozess eines Massenwachstums von Wasserpflanzen. Im Gegensatz zu stehenden Gewässern sind aufgrund der unterschiedlichen Verhältnisse, insbesondere die kürzere Verweilzeit des Wassers aufgrund der Strömung, maßgeblich fadenförmige Grünalgen und Kieselalgen für die Eutrophierung in Fließgewässern verantwortlich [Friedrich, 1986]. Die durch das Massenwachstum entstehende Verkrautung des Gewässers reduziert die hydraulische Leistungsfähigkeit. Friedrich [1986] berichtet von Reduzierungen der Leistungsfähigkeit um bis zu 70 %. Darüber hinaus wirken die Wasserpflanzen als starker Sedimentrückhalt und fördern die Ablagerung von Feinmaterial. Das Absterben der Pflanzen führt zur Schlamm-bildung. Die Eutrophierung führt zu einer Verschiebung des aquatischen Artengefüges, sowohl innerhalb der Pflanzen- als auch innerhalb der Tierwelt. Generell lässt sich eine Verarmung der natürlichen Vielfalt beobachten. Neben der Veränderung der Biozönose hat die Eutrophierung auch einen maßgeblichen Einfluss auf die Wasserqualität. Insbesondere während der frühen Morgenstunden kann es in den

Sommermonaten zu einem starken Sauerstoffverbrauch kommen, da die Photosynthese bei Lichtmangel zurückgeht (oder ganz zum Erliegen kommt), der Sauerstoffverbrauch der Pflanzen durch Veratmung aber bestehen bleibt. Dagegen führt die starke Photosynthesetätigkeit am Tag zu einer Erhöhung des pH-Wertes, der wiederum einen starken Einfluss auf das Ammonium-Ammoniak-Gleichgewicht hat [Friedrich, 1986]. In Bezug auf die Eutrophierungsproblematik von Fließgewässern zeigten Koppe und Stozek [1986] die dynamischen Aspekte des Algenwachstums auf, z. B. eine Verlagerung der Algenkonzentrationsmaxima flussaufwärts im Laufe der Vegetationsperiode. Je nach Nährstoffverfügbarkeit, d. h. dem Verhältnis zwischen Stickstoff und Phosphor, ist einer der beiden Nährstoffe der limitierende Faktor für die Eutrophierung. Bei Verhältnissen von N-P unter zehn wird Stickstoff zum limitierenden Nährstoff des Algenwachstums.

Der Eintrag von partikulären Stoffen, z. B. Schwebstoffen, kann physikalische Folgen haben. So kann der Eintrag von Schwebstoffen zu einer Trübung des Wassers führen, dies kann eine verminderte Bioaktivität der Pflanzen im Gewässer (Photosynthese) zur Folge haben. Darüber hinaus kann die Absetzung der Schwebstoffe zu einer anaeroben Schicht über dem Gewässerbenthos führen, wobei hier die Art der Folge wie auch im Fall der verminderten Bioaktivität als physikalisch-biologisch klassifiziert werden kann.

Der Eintrag von Fäkalien und den in ihnen enthaltenen Bakterien und Viren kann als hygienische Folge klassifiziert werden. Unter die ästhetischen Folgen fallen der Eintrag von Müll, Trümmern und Öl, aber auch Stoffe der Siedlungsentwässerung, wie z. B. Toilettenpapier, Damenbinden, Kondome, u. a.

Neben den genannten direkten Folgen im Gewässer lassen sich noch die sog. indirekten Folgen nennen [Udoyara und Jolly, 1994]: Die Veränderung der Gewässerbiozönose kann ebenfalls zu einer Verringerung der Artenvielfalt von Flora und Fauna führen. Der Erholungswert von Gewässern kann durch die direkten Folgen maßgeblich reduziert werden. Schlussendlich können entsprechende Sanierungsmaßnahmen mit immensen Kosten behaftet sein.

Die dritte Klassifizierungsmöglichkeit ist hinsichtlich der Stoffe möglich, welche die entsprechende Folge verursachen. Hierbei spielt auch die unterschiedliche Empfindlichkeit des Wasserkörpers gegenüber möglichen Belastungsarten eine große Rolle. Engelhard und Rauch [2006] unterscheiden:

- Empfindlichkeit gegenüber einer Erhöhung von biologisch abbaubaren Material (Indikator: Sauerstoffkonzentration).

- Empfindlichkeit gegenüber akute toxischen Stoffen (z. B. Ammoniak).
- Empfindlichkeit gegenüber akkumulierenden toxischen Stoffen.
- Empfindlichkeit gegenüber Pflanzennährstoffen (Eutrophierung).
- Empfindlichkeit gegenüber morphologischen Veränderungen.

Der Eintrag von biologisch abbaubaren Materialien führt zu einer Reduktion der Sauerstoffkonzentration im Gewässer. Gelöstes organisches Material wird direkt unter Verbrauch von Sauerstoff abgebaut, partikuläre Einträge führen zu verzögerten zehrungsbedingten Sauerstoffdefiziten (vgl. Abbildung 2.4). Da die Wiederbelüftung stark von der Fließgeschwindigkeit und der Wassertiefe abhängt, sind insbesondere langsam fließende Gewässer und staugeregelte Gewässerabschnitte sensitiv gegenüber einem Eintrag an biologisch abbaubaren Stoffen.

Ammonium $[\text{NH}_4^+]$ kann von vielen Wasserpflanzen (Algen) direkt aufgenommen werden und ist somit ein wichtiger Pflanzennährstoff. Im Gewässer wird es unter Sauerstoffverbrauch von Mikroorganismen zu Nitrat $[\text{NO}_3^-]$ umgewandelt. In organisch gering belasteten Gewässern ist Nitrat häufig die wichtigste Stickstoffquelle.

Die Reduktion von Nitrat führt zu Nitrit $[\text{NO}_2^-]$, das in hohem Maße toxisch auf Fische wirkt. Auch freies Ammoniak $[\text{NH}_3]$ wirkt toxisch auf Fische, Fischbrut und die Nährtiere der Fische, wobei die Schädlichkeitsgrenze je nach Fischart variiert $[0,01 - 4 \text{ mg/l } \text{NH}_3]$. Die Gefahr der Ammoniakbildung besteht vorwiegend dann, wenn aufgrund einer hohen Grundlast an Ammoniaksalzen die Bedingungen für eine pH-Wert-Verschiebung zur alkalischen Seite gegeben sind. Diese Verhältnisse sind häufig bei einer Algenmassenentwicklung im Gewässer vorhanden. Neben der toxischen Wirkung des Ammoniaks führt dies auch zu einer Belastung des Sauerstoffhaushaltes im Gewässer [Koppe und Stozek, 1986].

Neben den Stickstoffverbindungen ist Phosphor ein lebensnotwendiger Makronährstoff für alle Organismen, Algen und höheren Pflanzen in Gewässern. Häufig ist Phosphor der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum in Gewässern [Borchardt, 1993; Stutter u. a., 2008a,b] und damit maßgeblich für die Eutrophierungsproblematik verantwortlich. Phosphorverbindungen aus Kläranlagenabläufen sind wesentlich bioverfügbarer als Phosphoreinträge aus Erosion [DVWK, 1998], sodass die Bedeutung der Punkteinträge nicht unterschätzt werden darf.

Zu den akkumulierend wirkenden toxischen Substanzen zählen Schwermetalle, Pestizide, organische Spurenstoffe, bakterielle Keime und endokrin wirksame Substanzen [Buck, 1986]. Generell sind alle Gewässer als sensitiv gegenüber den akkumulierenden wirkenden toxischen Substanzen zu betrachten [EU, 2000; EC, 2003].

Die morphologische Sensitivität eines Gewässers beschreibt dessen Gefährdung durch Veränderungen im Abflussregime. Hierzu zählen insbesondere hydraulische Belastungsspitzen durch die Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung. Die jeweilige Sensitivität des Gewässers ist u. a. von den natürlichen Abflussverhältnissen, den Bettmaterialien, der Gewässerstruktur und dem Wiederbesiedlungspotential abhängig.

Die Empfindlichkeit gegenüber den möglichen Belastungsarten unterscheidet sich je nach Wasserkörper. In Tabelle 2.3 ist die Empfindlichkeit von Fließgewässern gegenüber den oben eingeführten Belastungsarten dargestellt. Es wird ersichtlich, dass Fließgewässer gegenüber einer Vielzahl von Belastungen eine relativ hohe Sensitivität aufweisen und dass insbesondere auch die chemisch-physikalischen Belastungen eine wichtige Rolle spielen. Darüber hinaus ist zu beachten, dass auch in Fließgewässern häufig Staubereiche oder langsam fließende Abschnitte vorzufinden sind (z. B. Staubereiche von Wehranlagen oder natürliche Becken), wodurch die Verweilzeit des Wassers erhöht wird und auch Fragestellungen und Probleme von prinzipiell stehenden Gewässern eine Rolle spielen können [Bach, 1996].

2.3.1 Prozesse im Gewässer

In der Übersicht der möglichen Belastungen eines Gewässerkörpers in Kapitel 2.3 wurde bereits deutlich, dass neben den akuten Folgen der Belastungen viele Folgen erst verzögert oder langfristig eintreten. Bei den verzögerten und langfristigen Folgen spielen die im Gewässerkörper ablaufenden Prozesse eine maßgebliche Rolle.

Die Wasserqualität eines Gewässers wird von vielfältigen Prozessen beeinflusst. Hierzu zählen:

- Wiederbelüftung.
- Abbau (bakterielle Oxidation) von organischen Stoffen.
- Absetzung von Stoffen in das Sediment.
- Resuspension von Stoffen aus dem Sediment.
- Abbauprozesse innerhalb des Sediments.
- Prozesse des Stickstoffkreislaufs.

- Prozesse des Phosphorkreislaufs.
- Prozesse der pflanzlichen Biomasse:
 - Photosynthese von Phytoplankton, Algen und Wasserpflanzen,
 - Veratmungsprozesse von Phytoplankton, Algen und Wasserpflanzen,
 - Absterben von Phytoplankton, Algen und Wasserpflanzen.
- Prozesse des Zooplanktons und von Bakterien:
 - Fressen von Phytoplankton, Algen und Wasserpflanzen durch Zooplankton,
 - Kreislauf des Zooplanktons,
 - Bakterien und Protozoa.

Wichtige Parameter mit Einfluss auf die genannten Prozesse sind:

- Strömungsprozesse (Advektion, Diffusion, Dispersion), Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe,
- Temperatur,
- Trübung,
- Licht,
- pH-Wert.

Eine Darstellung der Prozesse und Parameter sowie grundlegende Zusammenhänge zwischen den einzelnen Prozessen zeigt Abbildung 2.5.

Bei der Beurteilung der Wasserqualität eines Gewässers ist die Art des Gewässers für die Wahl der zu berücksichtigenden Prozesse von entscheidendem Einfluss. Nach Reichert u. a. [2001b] und Rauch u. a. [2002] sind Einzelereignisse für stehende Gewässer mit großen Verweilzeiten von geringem Einfluss. Die Wasserqualität in diesen Gewässern wird maßgeblich durch die Akkumulation von Stoffen (z. B. Nährstoffen) beeinflusst und die Zeitskala der Modellierung liegt demnach in der Größenordnung einer Saison oder eines Jahres. Die Auswirkungen auf die Wasserqualität können für solche Gewässer häufig mittels einfacher Frachtberechnungen und deren langfristigen Einfluss ermittelt werden.

Für kleinere Gewässer, insbesondere auch kleine Fließgewässer, ist der Einfluss von Einzelereignissen (insbesondere auch von Regentlastungsereignissen) von maßgebender Bedeutung [Reichert u. a., 2001b]. Hier sind die Einzelereignisse nicht nur hinsichtlich der eingetragenen Stoffmengen von immenser Wichtigkeit sondern sie ändern auch in maßgeblichem Einfluss die Abflussverhältnisse, sowohl durch die Entlastungen der Siedlungsentwässerung

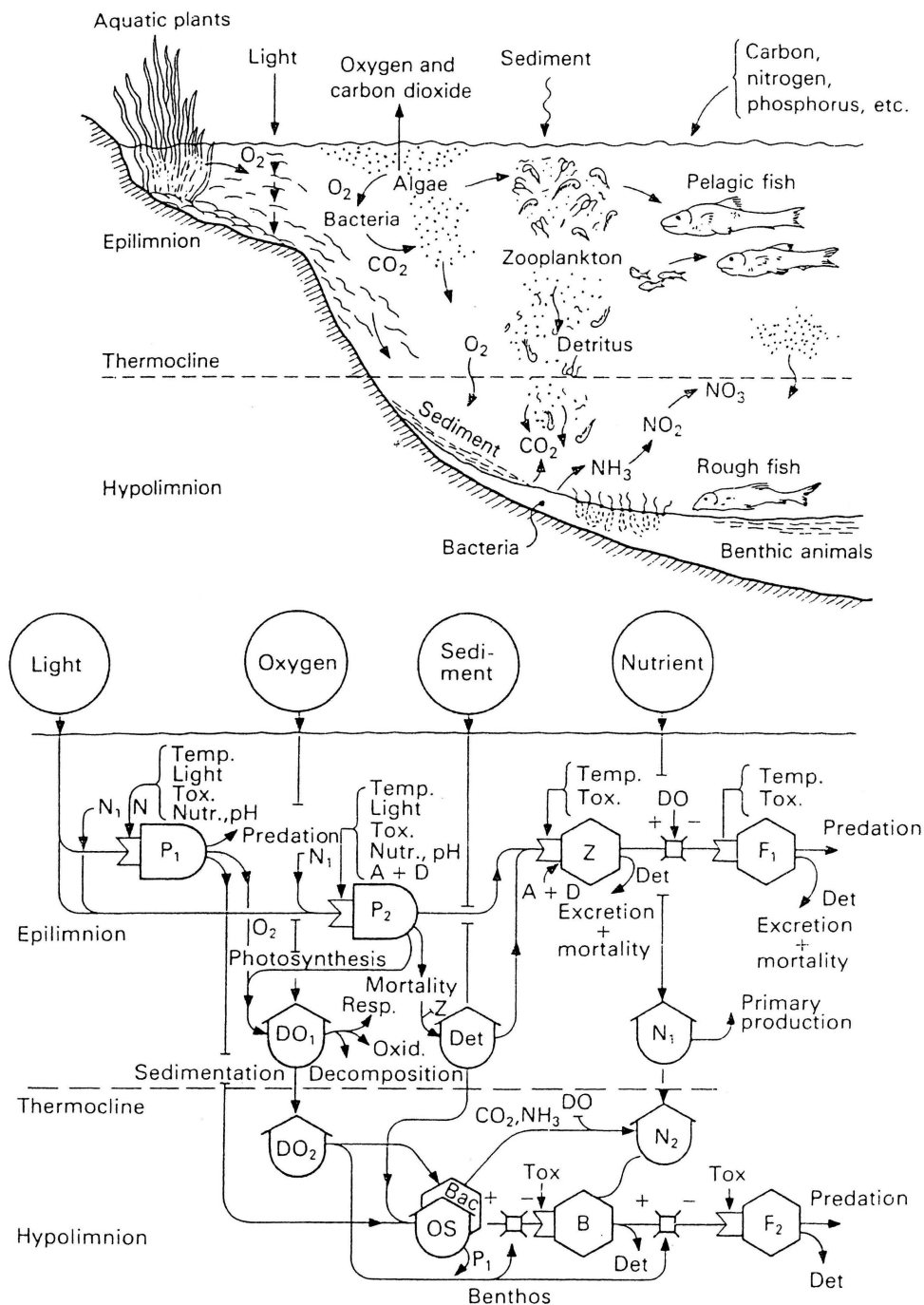


Abbildung 2.5: Prozesse der Wasserqualität. A, Advektion; B, Benthos; Bac, Bakterien; D, Diffusion; Det, Detritus; F₁, Pelagische Fische; F₂, Benthale Fische; N₁, N₂, löslicher Stickstoff (NH_4^+ , NO_3^-); DO₁, DO₂, gelöster Sauerstoff; OS, lösliche Carbonate; P₁, aquatische Pflanzen; P₂, Algen; Tox, toxische Substanzen; Z, Zooplankton. Aus Orlob u. a. [1982].

Tabelle 2.3: Empfindlichkeit von Wasserkörpern gegenüber Belastungsarten [Schilling u. a., 1997].

Belastungsart	Fließgewässer			Stehende Gewässer
	Bach	Fluss (klein)	Fluss (groß)	
Physikalisch-Chemisch	+	++	++	++
Biologisch	++	++	+	++
Hydraulisch	++	++	+	+
Morphologisch	++	++	+	+
Hydrologisch	+	++	+	–

++ Sehr große Empfindlichkeit

+ Mittlere Empfindlichkeit

– Geringe Empfindlichkeit

als auch durch die Hochwasserwelle aus dem ruralen Einzugsgebiet. Die Zeitskalen liegen hier im Bereich von Minuten oder Stunden, entsprechend zeitlich hochaufgelöst muss auch die Betrachtung erfolgen.

Die Sauerstoffkonzentration ist für die Beurteilung der Wasserqualität eine der wichtigsten Kenngrößen. Geringe Konzentrationswerte haben einen direkten Einfluss auf die Fischpopulation und beeinflussen das ökologische Gleichgewicht des Gewässers stark. Da der gelöste Sauerstoff von vielen Teilprozessen und Parametern der Wasserqualität beeinflusst ist, handelt es sich um einen wichtigen Indikator für die Güte der Wasserqualität eines Gewässers (vgl. Abbildung 2.5). In den nachfolgenden Kapiteln werden einzelne Prozesse mit Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration näher beschrieben, auf akut oder akkumulierend wirkende Schadstoffe wird nicht eingegangen.

Umfassende Darstellungen der in Gewässern ablaufenden Prozesse finden sich z. B. in Koppe und Stozek [1986], Orlob u. a. [1982] und Chapra [1997].

Wiederbelüftung

Die Wiederbelüftung eines Gewässers erfolgt durch den Eintrag von atmosphärischem Sauerstoff über die Gewässeroberfläche.

In fließenden Gewässern hängt die Wiederbelüftung hauptsächlich von der Fließgeschwindigkeit und Gewässertiefe ab. Zur Modellierung der Wiederbelüftung fließender Gewässer wurden verschiedene empirische und theoretische Formeln entwickelt [Bowie u. a., 1985; Churchill u. a., 1962; Owens u. a., 1964; Covar, 1976; O'Connor und Dobbins, 1958; Zison u. a., 1978; Wolf, 1974; Haag u. a., 2004; Jo-

kiel, 1995]. Einen generellen Überblick gibt Abbildung 2.6.

Die Wiederbelüftung stehender Gewässer wird maßgeblich durch die Windgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche beeinflusst. Auch für die Modellierung der Wiederbelüftung stehender Gewässer wurden unterschiedliche empirische und theoretisch basierte Formeln entwickelt.

Abbau organischer Stoffe

Der Eintrag organischer Stoffe in das Gewässer führt zu Abbauprozessen dieser Stoffe durch heterotrophe Organismen. Der Abbau der organischen Stoffe geschieht unter Sauerstoffverbrauch. Da die in das Gewässer eingetragenen organischen Stoffe unterschiedlichster Art und Zusammensetzung sind, müsste für eine rigorose Beschreibung der Abbauprozesse eine Vielzahl an Teilstoffen und -prozessen bei der Modellierung berücksichtigt werden.

Zur Vereinfachung dieses Problems wurde die Größe des biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB) eingeführt, die ein Maß für den Sauerstoffverbrauch des biologischen Abbaus einer bestimmten Menge an organischem Stoff ist. Ebenso gibt es noch den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), der ein Maß für den Sauerstoffbedarf ist, der zur vollständigen Oxidation von organischen Stoffen benötigt wird [Gujer, 2007].

Absetzung und Resuspension

Bedingt durch die Schwerkraft können sich die partikulären Fraktionen der eingetragenen Stoffe auf dem Gewässerboden absetzen. Der Sauerstoffverbrauch durch Abbauprozesse in der Wasserphase wird hierdurch reduziert. Das Absetzen von Stoffen auf dem

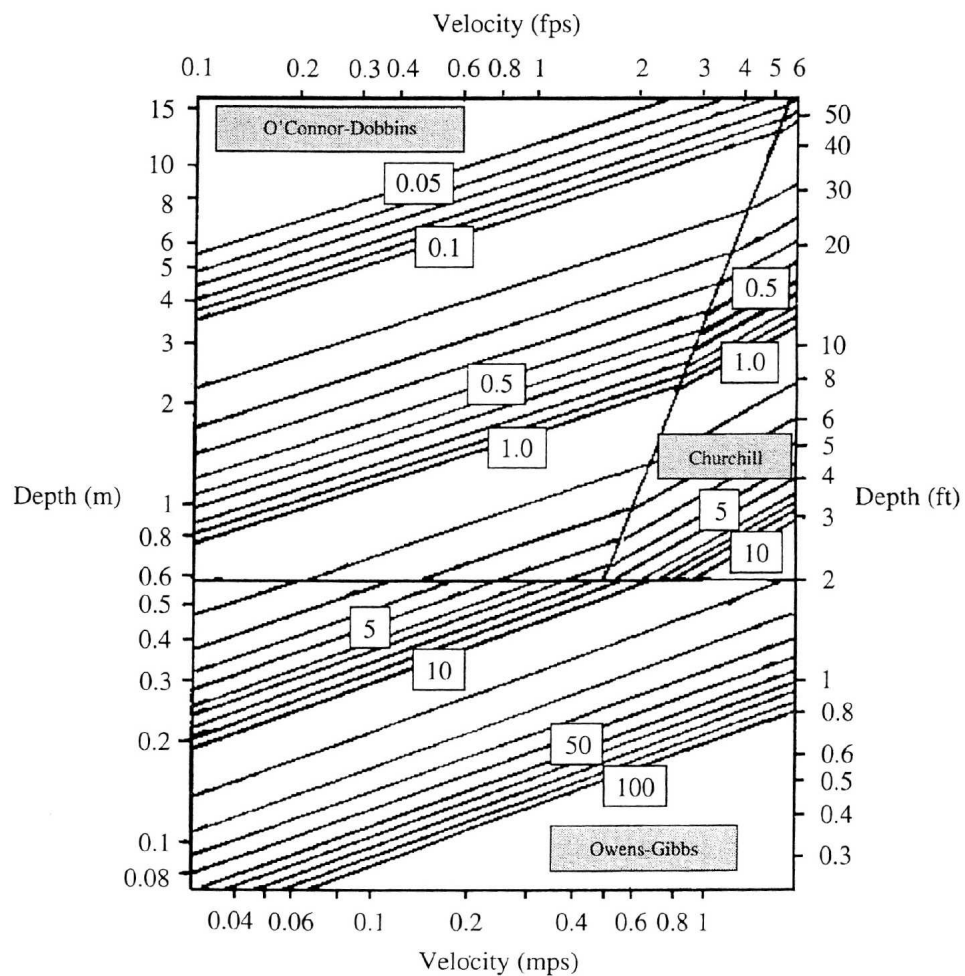


Abbildung 2.6: Wiederbelüftung fließender Gewässer in Abhängigkeit von Fließtiefe und -geschwindigkeit [Covar, 1976; Zison u. a., 1978]. Nach Chapra [1997].

Gewässerboden hat Einflüsse auf die im Benthos ablaufenden Reaktionen, z.B. kann der Sauerstoffverbrauch im Sediment durch eine Erhöhung der Umsetzungsprozesse erhöht werden.

Bei hohen Fließgeschwindigkeiten können partikuläre Stoffe wieder suspendiert bzw. erodiert werden und die Prozesse in der Wasserphase beeinflussen.

Abbauprozesse im Sediment

Der Sauerstoffbedarf von Sedimenten resultiert aus der Oxidation von organischen Materialien im Benthos oder Sediment des Gewässerbodens. Quellen für diese Materialien können

- partikuläre Stoffe des Abwassers oder
- partikuläre Stoffe, die an anderer Stelle entstanden aber in das Gewässer eingetragen wurden (Pflanzenstreu, Abtrag von organischen Böden)

sein, die sich aufgrund von Absetzprozessen dort angelagert haben. Der Abbau von organischem Material im Benthos kann einen großen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration im Wasserkörper haben. An der Grenzschicht Wasser-Sediment/Benthos entsteht ein Sauerstoffbedarf, der aus dem Wasserkörper gedeckt werden muss.

Neben einer detaillierten Modellierung der einzelnen Prozesse im Sediment und der daran beteiligten Mikroorganismen kann der Sauerstoffbedarf durch Abbauprozesse im Sediment mittels eines sog. Sedimentsauerstoffbedarfes abgebildet werden.

Prozesse des Stickstoffkreislaufs

Die verschiedenen Arten von Stickstoff haben auf die Sauerstoffkonzentration, als Nährstoff für Pflanzen und Lebewesen sowie als Giftstoff eine hohe Bedeutung. Abbildung 2.7 zeigt eine vereinfachte Darstellung des Stickstoffkreislaufs und dessen Prozesse, auf die im Folgenden näher eingegangen wird.

Nitrifikation/Denitrifikation: Ammonium (NH_4^+) aus Einleitungen oder Ammonifikation von organisch gebundenem Stickstoff (Proteine, Harnstoff, etc.) wird in einem zweistufigen Prozess von Bakterien unter Sauerstoffverbrauch über Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert (vgl. Gleichungen 2.1 und 2.2).



Der Prozess der Nitrifikation benötigt neben Ammonium und Sauerstoff einen pH-Wert um acht sowie eine ausreichende Menge an Nitrifikanten. Hinter Punktelastungen herrschen häufig geringe Sauerstoffkonzentration und niedrige pH-Werte, die dazu führen können, dass die Prozesse der Nitrifikation sich stromabwärts verschieben. Es kommt zu Überlagerungen mit dem Sauerstoffdefizit aus dem Abbau organischer Substanzen.

Ein vereinfachter Ansatz zur Beschreibung des Einflusses der Nitrifikation auf den Sauerstoffgehalt ist der Ansatz eines Stickstoffsauerstoffbedarfes. Analog zur Beschreibung des Abbaus organischer Substanz wird eine Massenbilanz für den Gesamtprozess der Nitrifikation und des daraus resultierenden Sauerstoffdefizits aufgestellt. Die Gesamtmenge an oxidierbarem Stickstoff entspricht der Summe aus organischem Stickstoff und Ammonium (=Kjeldahl-Stickstoff (TKN)). Pro Gramm TKN werden 4,57 Gramm Sauerstoff verbraucht [Chapra, 1997]. Dieser Ansatz beinhaltet folgende Vereinfachungen der realen Prozesse:

- Die Zusammenfassung von organischem Stickstoff und Ammonium vernachlässigt die Umwandlungszeit von organischem Stickstoff zu Ammonium.
- Der Ansatz einer Abbaurrate 1. Ordnung vernachlässigt den zweistufigen Prozess der Nitrifikation. Hierdurch wird ein weiterer Zeitverzug im Sauerstoffdefizit durch Stickstoffabbau vernachlässigt, allerdings ist dieser aufgrund der schnellen Reaktion von Nitrit zu Nitrat relativ klein.
- Die notwendigen Randbedingungen für die Nitrifikation werden nicht berücksichtigt.

Mit einem prozessbezogenen Ansatz können die einzelnen Stickstofffraktionen explizit berechnet und die oben angeführten Nachteile vermieden werden.

Unter anaeroben Bedingungen wird Nitrat zu Nitrit reduziert und das Nitrit zu N_2 denitrifiziert (Denitrifikation). Das gasförmige N_2 entweicht entweder in die Atmosphäre oder wird von speziellen Algen oder Bakterien verbraucht. Die Denitrifikation ist in der Wassersäule von geringerer Bedeutung, kann aber bei anaeroben Bedingungen im Benthos eine große Rolle spielen.

Die Einzelstufen der Nitrifikation wie in den folgenden beiden Paragraphen dargestellt, werden häufig zu einem Prozess zusammengefasst.

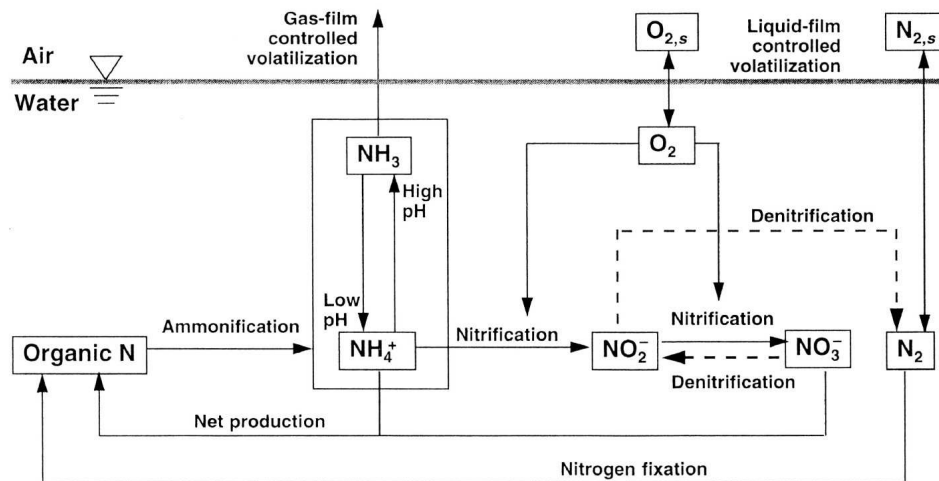


Abbildung 2.7: Stickstoffkreislauf. Aus Chapra [1997]

In hohen Konzentration ($> 10 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$) ist Nitrat im Trinkwasser unerwünscht, da es gesundheitsschädliche Effekte haben kann. Besonders gefährdet sind Gebiete, in denen sich hohe Nitratreinträge aus der Landwirtschaft mit der Nitratproduktion aus der Nitrifikation von Punktquellenbelastungen überlagern. Der detaillierte Ansatz zur Nitrifikation kann erste Anhaltswerte zur Nitratkonzentration liefern, eine genauere Betrachtung erfordert die Berücksichtigung des Stickstoffverbrauches durch Pflanzen und des Stickstoffertrags durch Pflanzenabbau sowie der Denitrifikation als Stickstoffsene in Verbindung mit anaeroben Bedingungen im Sediment.

Nitrit ist in hohen Konzentrationen giftig für Fische [Gujer, 2007].

Ammoniakbildung: Ammonium (NH_4^+) wird bei hohen pH-Werten und hohen Temperaturen zu Ammoniak (NH_3) umgewandelt. Ammoniak ist giftig für die Fischfauna. Besonders in flachen Gewässern kann Ammoniak in hohen Konzentrationen vorliegen: Hohe Ammoniumkonzentrationen unterhalb von Einleitungen führen zu vermehrtem Pflanzenwachstum und somit einer erhöhten Photosyntheserate. Insbesondere am Nachmittag kann es dadurch zu niedrigen CO_2 -Konzentration kommen, was eine Erhöhung des pH-Wertes zur Folge hat. Da nachmittags auch die höchsten Temperaturen im Gewässer erreicht werden, kommt es zu einer erhöhten Ammoniakkonzentration.

Eutrophierung: Stickstoff ist ein wichtiger Pflanzennährstoff. Es wirkt als Dünger und kann somit

zu einem übermäßigen Pflanzenwachstum beitragen. Dieser Prozess wird als Eutrophierung bezeichnet (vgl. Kapitel 2.3.1).

Die Stickstoffprozesse in natürlichen Gewässern sind eng miteinander verknüpft und sehr vielseitig. Für die Sauerstoffkonzentration eines Gewässers sind insbesondere die Prozesse der Nitrifikation und der Einfluss des Stickstoffes auf die Eutrophierung wichtig, während die übrigen Prozesse eine untergeordnete Rolle spielen.

Prozesse des Phosphorkreislaufs

Natürlich ist Phosphor nur in geringen Mengen vorhanden. Hauptursache für z.T. hohe Phosphorwerte in Gewässern sind anthropogene Einträge. Ebenso wie beim Stickstoff existiert Phosphor in verschiedenen Formen. Eine (vereinfachte) Darstellung des Phosphorkreislaufes zeigt Abbildung 2.8.

Der gelöste reaktive Phosphor (SRP), auch Orthophosphat genannt, bezeichnet den für Pflanzen bioverfügbaren Phosphor. Hierzu zählen H_3PO_4 , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , PO_4^{3-} . Der partikuläre organische Phosphor besteht überwiegend aus der Biomasse, der Abbau von Biomasse führt zu nichtpartikulärem (gelösten) Phosphor. Zu den anorganischen partikulären Phosphorformen zählen z.B. Mineralien. Gelöster anorganischer Phosphor stammt zumeist aus Reinigungsmitteln.

Prozesse der pflanzlichen Biomasse

Phytoplankton, Algen und Pflanzen (pflanzliche Biomasse) können einen erheblichen Einfluss auf die

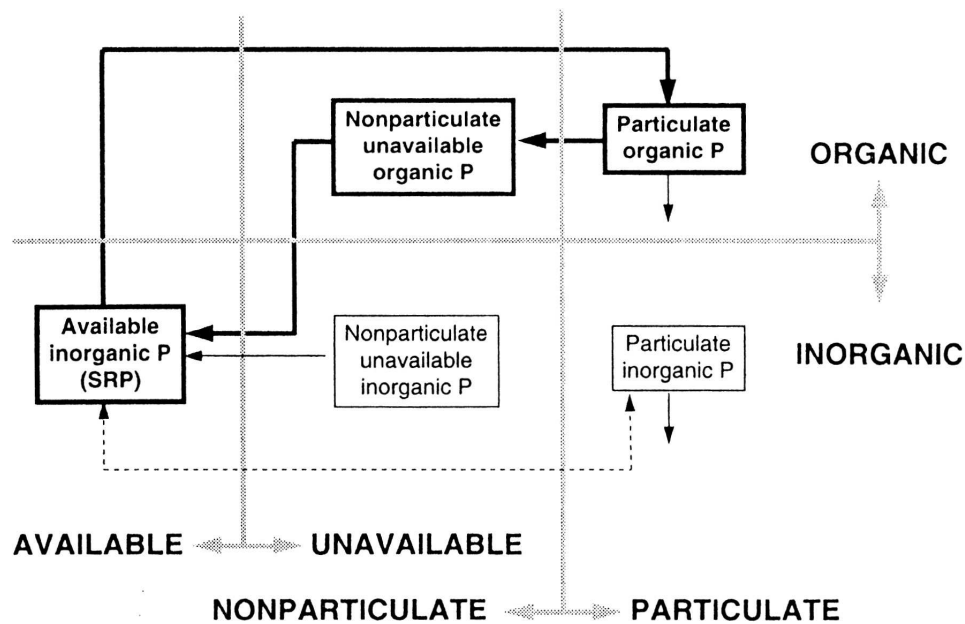


Abbildung 2.8: Phosphorkreislauf. Aus Chapra [1997].

Wasserqualität eines Gewässers und die daran beteiligten Prozesse ausüben. Zum einen wird dem Gewässer durch die Photosynthese Sauerstoff zugeführt bzw. durch die Veratmung entzogen, zum anderen beeinflusst die pflanzliche Biomasse z.B. den Phosphorkreislauf, den Sauerstoffbedarf des Sedimentes und die Trübung des Wassers.

Wichtige Faktoren für das Wachstum der Biomasse sind:

Temperatur: Das Wachstum der pflanzlichen Biomasse ist stark von der Temperatur abhängig. Sie begrenzt die maximale Wachstumsrate (T_{max}). Unterhalb einer gewissen Temperatur findet kein Wachstum der pflanzlichen Biomasse mehr statt (T_{min}).

Licht: Abhängig von Tiefe und Überdeckung des Gewässers steht eine unterschiedliche Menge an Lichtenergie für das Pflanzenwachstum zur Verfügung. Hierbei kann die pflanzliche Biomasse selbst eine Trübung und damit Reduktion der verfügbaren Lichtenergie herbeiführen.

Nährstoffe: Für das Zellwachstum sind verschiedenen Nährstoffe in unterschiedlichen Mengen notwendig. Zu den Nährstoffen, die in großen Mengen benötigt werden zählen Kohlenstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Silicium und Eisen. Geringer Mengen werden von Mangan, Kupfer und Zink benötigt. [Chapra, 1997] Das N:P-Verhältnis in Pflanzen beträgt

7:2. Je nach Nährstofflage ist entweder Phosphor oder Stickstoff der limitierende Wachstumsfaktor. Im Rahmen der Gewässergütemodellierung wird meist davon ausgegangen, dass die übrigen Nährstoffe in ausreichender Menge zur Verfügung stehen.

Das Absterben der pflanzlichen Biomasse wird maßgeblich von den nachfolgenden Prozessen beeinflusst:

Veratmung: Als Veratmung wird die Umwandlung von organischem Kohlenstoff zu Kohlendioxid bezeichnet. Sie ist der entgegengesetzte Prozess zur Photosynthese und reduziert die Biomasse.

Verzehr durch Zooplankton: Zooplankton ernährt sich von der pflanzlichen Biomasse und reduziert diese folglich.

Parasitenbefall: Der Befall der pflanzlichen Biomasse durch Parasiten reduziert die pflanzliche Biomasse ebenfalls.

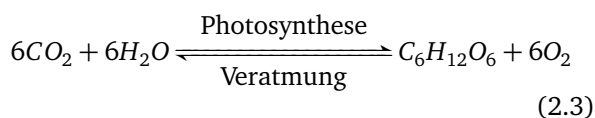
Absetzvorgänge: Das Absetzen von Phytoplankton ist ein weiterer wichtiger Prozess, der zum allgemeinen Absterben des Phytoplankton beiträgt. Insbesondere in Seen und Küstengewässern ist dieser Prozess von erheblicher Bedeutung. Er wird maßgeblich von der Turbulenz, dem Dichtegradienten und dem physiologischen Status des Phytoplanktons beeinflusst.

Das abgesetzte Phytoplankton kann eine signifikante Nährstoffquelle im Sediment darstellen und zum Sauerstoffbedarf des Sedimentes beitragen.

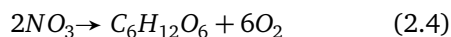
Photosynthese/Veratmung

Die Photosynthese bzw. ihr umgekehrter Prozess die Veratmung können einen starken Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration haben. Die Prozesse der Photosynthese bzw. Veratmung sind stark abhängig von der verfügbaren Lichtenergie, sodass sowohl saisonale Schwankungen (mehr O₂-Produktion während der Wachstumsphase, mehr Abbauprozesse und Veratmung während der Nichtwachstumsperiode) als auch tägliche Schwankungen (hohe O₂-Konzentrationen am Nachmittag und geringe Konzentrationen am Vormittag) auftreten. Je nach Gewässertiefe wachsen entweder überwiegend Bodenpflanzen (flache Gewässer, in denen das Licht den Gewässerboden erreicht) oder lose Pflanzen/Phytoplankton. Hierbei haben Bodenpflanzen einen größeren Einfluss auf den Sauerstoffhaushalt, da sie überwiegend in flachen Gewässern vorkommen und bei gleichem Wachstum und gleicher Veratmung aufgrund des relativ kleineren Wasserkörpers einen größeren Einfluss haben. [Chapra, 1997]

Die (vereinfachte) Grundgleichung der Produktion bzw. des Abbaus pflanzlicher Biomasse ist nachfolgend dargestellt:



Die Aufnahme von Nährstoffen ist proportional zum Wachstum der pflanzlichen Biomasse, da die Stöchiometrie konstant ist. Eine zusätzliche Produktion von Sauerstoff kann erfolgen, wenn Ammonium verbraucht ist und Nitrat als Stickstoffquelle benutzt wird.



Oft wird die Photosyntheserate direkt der verfügbaren Lichtenergie proportional gesetzt. Hierbei ist dann die tägliche Schwankung der verfügbaren Lichtenergie zwischen Sonnenauf- und Untergang zu berücksichtigen.

Eutrophierung

Der Begriff der Eutrophierung beschreibt die Überdüngung eines Gewässers und das damit verbundene starke Wachstum der pflanzlichen Biomasse. Zur Berücksichtigung der Eutrophierung ist eine genauere Beschreibung des Pflanzenwachstums und -sterbens nötig. Es wird zwischen anthropogener Eutrophierung und natürlicher Eutrophierung von Gewässern

unterschieden, wobei letztere in sehr langen Zeitspannen abläuft. Die Folgen der Eutrophierung sind:

Menge der Biomasse: Die Menge der pflanzlichen Biomasse kann zu einer Trübung des Wassers führen. Klumpenbildungen und Wurzelbildung können zu einer Beeinträchtigung der Schifffahrt und der Freizeitnutzung des Gewässers führen [Chapra, 1997].

Chemie: Das Pflanzenwachstum hat einen starken Einfluss auf die Sauerstoff- und Kohlendioxidkonzentrationen im Wasser [Cooke u. a., 2005]. CO₂ hat einen Einfluss auf den pH-Wert des Gewässers, während der Sauerstoffgehalt Einfluss auf Flora und Fauna des Gewässers ausübt.

Biologie: Die Eutrophierung kann zu einer tiefgreifenden Veränderung der Zusammensetzung der Lebewesen in einem Gewässer führen. Verschiedene Algenarten können Geruchs- und Geschmacksprobleme mit sich bringen. Einige Grünalgen sind für Tiere und Menschen giftig [Welch und Jacoby, 2004].

Die Gründe für die gesonderte Behandlung der Eutrophierungsprozesse in Fließgewässern liegen nach Chapra [1997] in den im Vergleich zu stehenden Gewässern völlig unterschiedlichen physikalischen Randbedingungen. In Fließgewässern erfolgt ein überwiegend horizontaler Transport des Wassers, aufgrund der deutlich geringeren Wassertiefen sind Fließgewässer häufig von festen Pflanzen und nicht von Phytoplankton dominiert. Verschiedene Methoden und Ansätze zur Modellierung der Eutrophierung von Fließgewässern liefert Chapra [1997].

Prozesse des Zooplanktons und von Bakterien

Neben den genannten Prozessen haben auch Bakterien und Zooplankton einen Einfluss auf die übrigen Prozesse der Gewässergüte. Die Modellierung dieser Einflüsse ist aber schwierig und wird folglich nur selten in Gewässergütemodellen berücksichtigt.

2.4 Notwendigkeit der Modellierung

Die Beurteilung der Gewässerbelastungen ist aufgrund der komplexen physikalischen und biochemischen Prozesse und deren nichtlinearer Interaktion eine anspruchsvolle Aufgabe [Stutter u. a., 2008a,b].

Die anthropogen geprägten Belastungen haben im Lauf der Zeit immer mehr zugenommen, wie in Tabelle 2.4 dargestellt. Die Belastung erfolgt nicht mehr nur über einen dominierenden Eintragspfad,

Tabelle 2.4: Zeitlicher Verlauf der Zunahme anthropogener Belastungen. Verändert nach [Borchardt, 1992]

Zeit	Problem	Wasserwirtschaftliche und abwassertechnische Maßnahmen	Bewertungsbasis
19. Jahrhundert und vorher	Epidemien Überflutungen	Bau von Kanalisationen, Sammlung und Abführung des Abwasser	Seuchenhygiene Abwassermengen
Ende 19./Anfang 20. Jahrhundert	wachsende Einleitungen häuslichen und industriellen Abwassers; große Sauerstoffdefizite und Verödungen in den großen Fließgewässern	Bau von mechanischen Kläranlagen; erste mechanisch-biologische Kläranlage (1910); Ausbau der Fließgewässer als "Vorfluter"	Saprobie der Gewässer; Sauerstoffhaushalt; Organische Summenparameter (BSB u.a.)
nach 1945		flächenhafte Errichtung mechanisch-biologischer Kläranlagen	
ab 1950	Eutrophierung von Seen und Talsperren	Phosphorelimination in Kläranlagen; Ringkanalisation	Monitoring; Grenzwerte für Phosphorfrachten
ab 1965	Eutrophierung von Fließgewässern	Phosphorelimination in Kläranlagen	
ab 1970	Kanalisationsementlastungen bei Regen; organisch und anorganische Mikroschadstoffe	Erhöhung der Speicherkapazität des Kanalnetzes; Frachtreduzierung mit Indirekteinleiterüberwachung	Jahresfracht des CSB; Ökotoxikologische Befunde
ab 1980	Eutrophierung der Binnen- und Küstemeere	Weitergehende Abwasserreinigung mit Nitrifikation/-Denitrifikation und Phosphorelimination	Immissionsgrenzwerte
heute	„diffuse“ Quellen für eutrophierungsrelevante Stoffe und Mikroschadstoffe (endokrine Stoffe, Schwermetalle, etc.) einschließlich Kanalisationsementlastungen bei Regen	Reduzierung flächenhafter Nährstoffeinträge; Weitergehende Regenwasserbehandlung	Weiterentwicklung ökologischer Bewertungssysteme, Monitoring, Immissionsbetrachtung

sondern setzt sich aus einer Vielzahl unterschiedlicher Belastungsmöglichkeiten zusammen [Fronteau u. a., 1997a] (vgl. Kapitel 2.2).

Eine kosteneffiziente Maßnahmenwahl zur Gewässersanierung kann daher nur durch eine anteilige Ermittlung der Emissionen und der Identifikation der kritischen Belastungen erfolgen. Nach Borchardt [1992] und Mang [2002] haben die punktuellen Belastungen der Misch- und Trennkanalisation in kläranlagensanierten Gewässern einen wesentlichen Anteil an den ökologisch unbefriedigenden Zuständen. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wurden in der Vergangenheit allerdings bereits eine Vielzahl von Maßnahmen durchgeführt [LAWA, 1996; ArgeElbe, 1995; Scheer, 2005]. Hierdurch gewinnen die diffusen Belastungen aus den übrigen Teilen eines Einzugsgebietes immer mehr an Bedeutung [Prasuhn u. a., 1996; Fehr und Föhse, 1997; Frey und Hoffmann, 1997; Lüsse, 1998; LfUG, 1998; Gröger und Lange, 2000; Meißner, 2000; Schmid und Prasuhn, 2000; Behrendt u. a., 1999; Barth, 1998; Mailhot u. a., 1997].

Ein Gewässerkörper unterliegt in seinem Verlauf einem hohen zeitlichen, physikalischen und chemischen Gradienten [Borchardt, 1993; Schilling u. a., 1997]. Eine punktuelle oder statistische Betrachtungsweise ist daher aus ökologischer Sicht nicht ausreichend. Es ist vielmehr der gesamte Gewässerverlauf zu betrachten. Ebenso unbefriedigend ist eine frachtbezogene Betrachtung, da das ökologische Gefährdungspotential stark von Einzelereignissen, deren Höhe und Dauer sowie Abfolge abhängt [Borchardt, 1992]. Insbesondere für die Beurteilung der Belastungen aus urbanisierten Gebieten sind auch die zum Zeitpunkt der Belastung im Gewässer herrschenden Bedingungen von maßgeblicher Bedeutung [Schilling u. a., 1997], sodass eine immissionsorientierte Betrachtungsweise unabdingbar ist.

So können z. B. die Ammoniakkonzentrationen in Abwasser, das über Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung in das Gewässer eingetragen wird, Tagesschwankungen von 1:10 unterliegen [Schilling u. a., 1997]. Die gleiche Belastung wird im Frühjahr durch einen höheren Basisabfluss im Gewässer, bedingt durch hohe Grundwasserstände oder Schneeschmelze, im Vergleich zum Spätherbst verdünnt. Darüber hinaus finden Entlastungsereignisse der Siedlungsentwässerung in der Regel dann statt, wenn aufgrund von Regenereignissen auch der „natürliche“ Abfluss im Gewässer erhöht ist. Weiterhin führt die Kinetik der im Gewässer stattfindenden biologischen Prozesse dazu, dass kritische Konzentrationen sowohl räumlich als auch zeitlich stark von der Stelle und dem Zeitpunkt des Eintrags abweichen können [Schilling u. a., 1997]. Insbesondere zur Er-

mittlung von Werten zwischen Messungen (sowohl zeitlich als auch räumlich) ist die Modellierung ein unverzichtbares Werkzeug.

Ergebnisse von Messkampagnen sind maßgeblich vom Zeitpunkt, Ort und dem Ziel der Probenentnahme abhängig. Kontinuierliche Messungen sind aufgrund technischer Probleme, insbesondere aber aufgrund des finanziellen Aufwands derzeit nur in Einzelfällen umsetzbar. Anders als bei den vergleichsweise klar fassbaren punktuellen Belastungsquellen sind die aus der Fläche stammenden diffusen Einträge direkten Messungen nicht zugänglich [Knoflacher u. a., 2002]. Aufgrund der komplexen Struktur der Einzugsgebiete, der Kosten von Messkampagnen und der notwendigen a priori Beurteilung von Maßnahmen oder Szenarien sind Modellierungsansätze ein weit verbreitetes Werkzeug [Molloy und Ellis, 2002].

Zur qualitativen und quantitativen Abschätzung der Belastungsfolgen und der Wirkungsabschätzung von Maßnahmen eignen sich besonders deterministische Modelle mit physikalisch begründeten Berechnungsansätzen. Detaillierte, prozessbasierte Modelle ermöglichen die Berücksichtigung der Dynamik von Abflussmenge und Stoffkonzentrationen der verschiedenen chemisch-physikalischen Komponenten in zeitlich hochaufgelösten Schritten, also auch die Berücksichtigung von Einzelereignissen sowie deren Abfolge.

Modelle erlauben darüber hinaus die Zerlegung der komplexen Wirkungszusammenhänge der Natur in einzelne Teilprozesse, die mathematisch abgebildet werden können. Damit dienen Modelle nicht nur als fertige Anwendungsprodukte zur konkreten Problemlösung sondern vor allem auch der Analyse, dem Experimentieren sowie zum Testen von Ansätzen und Theorien und damit einem weiteren Erkenntnisgewinn (Downs und Gregory [2004], Jeffrey und Gearey [2006]). Modellentwicklung ist damit eines der besten Werkzeuge, um die relative Bedeutung der verschiedenen Prozesse zu bewerten, die Sensitivität des betrachteten Systems hinsichtlich unterschiedlicher Eingriffe zu analysieren und Fragestellungen aus neuen Blickwinkeln zu betrachten [Abbott und Refsgaard, 1996]. Die Anwendung von prozessbasierten Modellen erscheint daher im Bereich der Wasserqualität sinnvoll, insbesondere um die vielen Wechselwirkungen und Rückkopplungen zu berücksichtigen.

Entsprechende Modelle zur Simulation der Wasserqualität werden im deutschen Sprachraum überwiegend als Gewässergütemodelle bezeichnet, obwohl nach DIN [1991] der Begriff der Gewässergüte eine Bewertung und Klassifizierung der Wasserqualität beinhaltet. Gewässergütemodelle können bei der

-
- Vorhersage der Auswirkungen von stofflichen Belastungen auf die Gewässer,
 - Vorhersage über Schadstofftransport und -verbleib,
 - Inter- und Extrapolation von Werten,
 - Ermittlung von Daten- und Kenntnislücken und
 - Szenarien- und Maßnahmenanalyse

unterstützen.

Aufgrund des großen Einflusses der Wasserqualität auf den ökologischen Zustand des Gewässers stellen Gewässergütemodelle auch ein wichtiges Werkzeug für die ökologische Beurteilung von Maßnahmen dar. Die immissionsorientierte Gewässergütemodellierung erfordert eine umfassende einzugsgebietsbezogene Bestandsaufnahme der Einträge in den betrachteten Gewässerkörper [Kubiniok u. a., 2005], da die Aussagekraft wesentlich durch die Qualität der Eingangsdaten bestimmt wird.

Mit zunehmendem Wissen über die Wasserqualität und die Prozesse, die sie beeinflussen, wächst die Diskrepanz zwischen diesem Wissen und einfachen Regelwerken und Vorschriften, die Gewässerschutzmaßnahmen regeln. Die Anwendung der prinzipiell bedingt eher einfachen Maßnahmen aus Regelwerken kann zu einer geringeren Kosteneffizienz der Maßnahmen führen, als dies bei optimaler Maßnahmenwahl möglich wäre [Schilling u. a., 1997]. Dem wird auch in aktuellen Regelwerken Rechnung getragen, die vielfach die Möglichkeit eröffnen, von den generellen Bestimmungen abzuweichen, wenn die Abweichung mit Modellierungsergebnissen begründet werden kann [EU, 2000; BWK, 2001; HMULV, 2004b] oder die (integrierte) Modellierung sogar explizit fordern [BWK, 2008]. Zur Vereinheitlichung der Modellierung der Prozesse im Gewässerkörper wurde in diesem Zusammenhang von der IWA das River Water Quality Model No. 1 [Reichert u. a., 2001b] vorgeschlagen.



3 Stand der integrierten Modellierung

Die Modellierung urbanisierter Gebiete und ruraler bzw. natürlicher Gebiete hat sich weitgehend getrennt voneinander entwickelt. Der jeweils aktuelle Stand wird im Folgenden kurz dargestellt.

3.1 Urbane Gebiete

Der Begriff „Integrierte Modellierung“ wird in verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen unterschiedlich verwendet. Im Bereich der Wasserwirtschaft bezeichnet er die gemeinsame Modellierung von mehreren Teilsystemen des wasserwirtschaftlichen Gesamtsystems (vgl. Abbildung 2.1 und 2.2), die zu Beginn der Modellierung aus technischen und administrativen Gründen getrennt voneinander betrachtet wurden [Andersen u. a., 2004].

Schon die gemeinsame Betrachtung von zwei der drei Teilsysteme Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer fällt dabei im Kontext der Siedlungswasserwirtschaft unter den Begriff der integrierten Modellierung. Das Thema der integrierten Modellierung wurde hier von Beck [1976], Metcalf und Eddy [1971], Lijklema u. a. [1989] und Lijklema [1993] eingeführt. Schmitt und Huber [2006] ergänzen die klassischerweise betrachteten drei Teilsysteme um die Themenkomplexe

- Wasserversorgung,
- dezentrale Sanitätstechniken,
- Wechselwirkungen mit dem Grundwasser [Ellis und Revitt, 2002] und
- Regenwasserbewirtschaftung [Sieker, 2001].

Die integrierte Modellierung begann emissionsbasiert. So modellierte z. B. Durchschlag [1989b,a] die BSB-Entlastungsfracht unter gemeinsamer Betrachtung der Teilsysteme Kanalnetz und Kläranlage. Schon frühzeitig wurde auch die Bedeutung einer immissionsbasierten Modellierung erkannt. Seager und Abrahams [1989] untersuchten die Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf die Ökologie eines kleinen Gewässers. Rauch [1996] kombinierte ein konzeptionelles Schmutzfrachtmodell für das Kanalnetz mit einem einfachen Kläranlagenmodell und untersuchte die Auswirkungen der Belastungen auf die Sauerstoff- und Ammoniumkonzentrationen im Gewässer.

Mittlerweile hat sich die integrierte Modellierung im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wissenschaftlich fest etabliert. Ein guter Überblick der verschiedenen Ansätze findet sich in Erbe u. a. [2002],

Seggelke [2002], Meirlaen [2002], Erbe [2004], Mutschalla [2006], Solvi [2006], Mitchell u. a. [2007], Peters [2007] und HSGSim [2008].

Einige repräsentative Arbeiten werden im Folgenden kurz dargestellt, um einen Überblick über den aktuellen Stand der integrierten Modellierung urbanisierter Gebiete zu geben.

3.1.1 Modelle für urbane Gebiete

Rauch [1996] und Rauch und Harremoës [1999] integrierten Module für urbane Einzugsgebietsflächen mit Modulen für das Kanalnetz, die Kläranlage und das Gewässer. Die Teilsysteme Oberfläche und das Kanalnetz mit Sonderbauwerken wurden mit einfachen hydrologischen Ansätzen abgebildet. Für die Kläranlage kam ein vereinfachtes ASM1-Modell zum Einsatz (vgl. Henze u. a. [2007]). Im Gewässerkörper erfolgte eine einfache Mischungsrechnung oder ein Streeter-Phelps-Ansatz.

Schütze [1998] und Schütze u. a. [2002] kombinierten bestehende Modelle für die Teilsysteme Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer. Für das Kanalnetz kam eine veränderte Version von KOSIM [itwh, 2000] zum Einsatz. Die Kläranlagensimulation erfolgte mit einer angepassten Version des Modells von Lessard und Beck [1993]. Im Gewässer wurde ein Ansatz nach Aalderink u. a. [1996] verwendet.

Aufbauend auf den Arbeiten von Rauch [1996] und Rauch und Harremoës [1999] wurde von Rauch u. a. [2000] und Frankhauser [2004] das Programm REBEKA bzw. REBEKA II entwickelt. Es dient zur Abschätzung, ob Abwassereinleitungen aus Kanalisationen bei Regenwetter das Fließgewässer beeinträchtigen und welche Maßnahmen diese Beeinträchtigung reduzieren können. Hierbei kommen fest eingestellte Konzeptionen der technischen Entwässerungsanlagen zum Einsatz. Das urbanisierte Einzugsgebiet wird mit jeweils einem Trenn- und einem Mischsystem abgebildet. Das Trennsystem entwässert direkt in das Gewässer, ein Regenbecken mit konstantem Drosselabfluss ist vorgeschaltet. Das Mischsystem hat ein nachgeschaltetes Regenüberlaufbecken. Die Kläranlage wird nicht betrachtet.

Erbe [2004] entwickelte auf Basis der Matlab/Simulink-Modellplattform SIMBA [Alex u. a., 1999] ein integriertes Modellsystem mit detaillierten Ansätzen für die Teilsysteme Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer. Urbanisierte Einzugsgebiete werden mit konstanter aber flächendifferenzierter Verschmutzung des Oberflächenabflusses abgebildet. Das Kanalnetz wird

hydrodynamisch berechnet, weiterhin werden Stoffumsatz, Sedimentation und Erosion im Kanal berücksichtigt. Die Kläranlage wird mit einem ASM1-Ansatz abgebildet. Der Gewässerkörper wird ebenso wie das Kanalnetz hydrodynamisch berechnet, die Stoffumsatzprozesse werden mit einem Teilmodell des River Water Quality Models No. 1 (RWQM1) berücksichtigt.

Meirlaen [2002], Meirlaen und Vanrolleghem [2002], Meirlaen u. a. [2002] und Vanrolleghem u. a. [2005] bauen das integrierte Modellsystem auf der Programmplattform WEST auf. Ursprünglich zur detaillierten Kläranlagensimulation entwickelt, wurden einfache Komponenten für das Kanalnetz ergänzt. Im Gewässerkörper kam eine reduzierte Version des River Water Quality Models No. 1 zum Einsatz. Solvi [2006] erweiterte das System durch eine Integration der Modellgleichungen von KOSIM zur Beschreibung des urbanen Abflusses sowie des Transports im Kanalnetz.

Muschalla [2006] entwickelte ein einfaches integriertes Modellsystem, um die Möglichkeiten der multikriteriellen Optimierung urbaner Entwässerungssysteme aufzuzeigen. Für die städtischen Einzugsgebiete und das Kanalnetz kam eine um Akkumulations- und Abtragsprozesse erweiterte Version des Schmutzfrachtsimulationsmodells SMUSI [Ostrowski u. a., 2007c] zum Einsatz. Für die Kläranlage wurden feste Ablaufkonzentrationen definiert, die abhängig vom Verhältnis zwischen Regenwasser- und Trockenwetterabfluss im Kläranlagenzufluss mit Erhöhungsfaktoren belegt werden können. Im Gewässer kam ein einfaches Sauerstoffdefizitmodell zum Einsatz, dass die Wiederbelüftung, die Sauerstoffzehrung durch BSB und die Nitrifikation berücksichtigt. In dieser Arbeit wurden für Belastungen aus oberhalb liegenden ruralen Einzugsgebieten extern ermittelte Abflussganglinien mit konstanten Stoffkonzentrationen verwendet.

Achleitner u. a. [2007] entwickelten das Modellsystem CITY DRAIN ©. CITY DRAIN baut auf der Matlab/Simulink-Umgebung auf. Für die verschiedenen Teilsysteme (Urbanes Einzugsgebiet, Kanal, Sonderbauwerke, Gewässer) wurden entsprechende Simulink-Blöcke mit einfachen Ansätzen entwickelt. Für Einzugsgebiete können Zeitreihen von Abfluss und Stoffkonzentrationen angegeben werden. Alternativ kann bei Eingabe von Niederschlagszeitreihen der Abfluss mittels Abflussbeiwertverfahren berechnet werden (inkl. Anfangsverlusten und konstanten Verlusten). Kanalstränge und der Gewässerkörper werden über einen Muskingumansatz für Abfluss und Stoffkonzentrationen abgebildet. Die Entlastungsbauwerke des Kanalnetzes werden über eine Massenbilanzgleichung des Zu- und Abflusses sowie

des Speichervolumens abgebildet. Für die Kläranlage können Reinigungskoeffizienten für die verschiedenen Stofffraktionen angegeben werden, alternativ kann in der aktuellen Programmversion auch ein ASM1-Ansatz zum Einsatz kommen.

Neben den ausgewählten repräsentativen integrierten Modellansätzen, die keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben, verglichen Mitchell u. a. [2007] 65 Modelle bzw. Modellsysteme auf ihre Tauglichkeit zur Modellierung des urbanen Wassersystems. Sieben Modelle genügten den aufgestellten Kriterien: Möglichkeit der Berücksichtigung aller Aspekte des urbanen Wasserkreislaufes (Wasserversorgung, Regenwasser, Abwasser, Grundwasser), Integrierte Ansatz der Modellierung, Simulation von Abfluss und Stoffkonzentrationen, Möglichkeit zur Abbildung von innovativen Bewirtschaftungsmaßnahmen (Dezentrale Regenwasserspeicherung, Grauwasser- und Abwasserwiederverwendung, etc.), Berücksichtigung von Misch- und Trennsystemen. Dies waren Aquacycle [Mitchell u. a., 2001], Hydro Planner [Maheepala u. a., 2005], Krakatoa [Stewardson u. a., 1995], UrbanCycle [Hardy u. a., 2005], Mike Urban (<http://dhisoftware.com/mikeurban>), UVQ [Mitchell und Diaper, 2005] und WaterCress [Clark u. a., 2002].

Die Zielsetzungen der dargestellten integrierten Modellansätze sind sehr unterschiedlich. Stark vereinfacht und relativ starre Ansätze, wie z. B. REBEKA und City Drain eignen sich vorwiegend für eine einfache und schnelle Beurteilung der aktuellen Belastungen und Auswirkungen auf einen Gewässerkörper. Aufgrund der Einfachheit sind sie von einem weiten Nutzerkreis anwendbar. Andere integrierte Modellansätze zielen auf die Optimierung des urbanen Entwässerungssystems ab (Schütze u. a. [2002], Muschalla [2006]). Meirlaen [2002] und Vanrolleghem u. a. [2005] entwickelten das integrierte Modellsystem zur Echtzeitsteuerung von Kanalnetzen. Die Arbeit von Solvi [2006] nutzte das entwickelte integrierte Modellsystem zur Szenarienanalyse von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes im Hinblick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Das Modell von Erbe [2004] wurde zur detaillierten Maßnahmenplanung in allen drei Teilsystemen herangezogen.

Die von Mitchell u. a. [2007] betrachteten Modellansätze sind auf die Erweiterung des urbanen Systems um die Wasserversorgung und die Integration der Interaktion mit dem Grundwasser fokussiert.

Je nach Zielsetzung der Arbeit variieren auch die verwendeten Berechnungsansätze von stark vereinfacht bis hin zu komplex, wobei erstere aufgrund

ihrer Einfachheit keine oder nur eingeschränkte Anpassung an die realen Gegebenheiten erlauben.

Die Prozesse der Abflussbildung und des Abfluss- und Stofftransportes werden zum überwiegenden Teil mit konzeptionellen Ansätzen berücksichtigt, die in den etablierten Schmutzfrachtmodellen weit verbreitet sind (KOSIM [itwh, 2000], SMUSI [Ostrowski u. a., 2007c], MOMENT [BGS, 2002]). Ausnahmen sind REBEKA, in dem die Abbildung der urbanisierten Gebiete noch weiter vereinfacht wird und die auf der Matlab/Simulink-Plattform aufbauenden Modelle, die aufgrund der zur Verfügung stehenden Matlab-Funktionalitäten auf hydrodynamische Ansätze zurückgreifen. Stofflich reichen die Ansätze von konstanten Vorgaben für Regenwasser- und Trockenwetterabfluss mit reiner Translationsberechnung im Kanalnetz bis zu flächendetaillierten Konzentrationen unter Verwendung von Akkumulations- und Abtragsprozessen sowie der Modellierung der Stoffumsatzprozesse inkl. Sedimentation und Erosion im Kanalnetz.

Aufgrund der geschichtlichen Entwicklung, in der sich die Modellierung der Kläranlagen als eigene Disziplin entwickelte, werden diese in den integrierten Modellansätzen für urbanisierte Gebiete meist detailliert abgebildet, d.h. unter Verwendung von Ansätzen für die Vorklämung, dem Belebtschlammverfahren und Ansätzen für die Nachklämung (Otterpohl [1995], Henze u. a. [2007] oder Takács u. a. [1991]). Vereinfachte Ansätze verzichten auf die detaillierte und aufwendige Modellierung und beschreiben die Wirkung der Kläranlage unter Annahme einer optimalen Betriebsweise durch Reinigungsfaktoren für einzelne Stofffraktionen oder über konstante Ablaufkonzentration (mit Erhöhungsfaktoren im Regenwetterfall).

Die Spannweite der Berechnungsansätze für den Abfluss im Gewässerkörper reicht von einer einfachen Superposition der einzelnen Abflusskomponenten über hydrologische Ansätze bis hin zur hydrodynamischen Modellierung. Die Abbildung des Stofftransportes reicht von reiner Translation, über die Abbildung von idealen Rührkesseln (CSTR) und numerischen Lösungen der Advektions-Dispersions-Gleichung, die vor allem in den Matlab/Simulink-basierten Lösungen zum Einsatz kommt bis hin zur Modellierung auf Basis von Lagrange-Ansätzen. Die Betrachtung der stofflichen Prozesse reicht von einfachen Mischungsrechnungen über Sauerstoffdefizitansätze (Erweiterung des Streeter-Phelps-Ansatzes) bis hin zur Implementierung von Teilen des River Water Quality Models No. 1. der IWA. Im Bereich der Stoffumsatzprozesse ist ein starker Trend zur Implementierung von Teilen des RWQM1 zu erkennen. Das RWQM1 hat sich aufgrund der Verwen-

dung der Matrixnotation zur Beschreibung der Umsatzprozesse (vgl. Grau u. a. [1987]), die auch in der Kläranlagensimulation seit Jahren den Standard darstellt (vgl. Henze u. a. [2007]), mittlerweile als Quasi-Standard im Bereich der Gewässergütesimulation durchgesetzt.

3.1.2 Schlussfolgerungen

Es wird klar ersichtlich, dass der Detaillierungsgrad der verwendeten Modelle stark dem Anwendungsziel angepasst werden muss. Insbesondere durch die im Rahmen der integrierten Modellierung zwangsweise notwendige Kopplung bzw. Integration von Modellen für die verschiedenen Teilsysteme gewinnen bei den komplexen Berechnungsansätzen die Fragen nach der Datenverfügbarkeit und der Rechenzeit eine herausragende Bedeutung. Dies wurde insbesondere in der Arbeit von Erbe [2004] deutlich. Das dort entwickelte Modellsystem benötigt aufgrund der gewählten Simulationsumgebung und dem Detaillierungsgrad der Teilkomponenten sehr lange Rechenzeiten. Auf der anderen Seite muss das integrierte Modellsystem in der Lage sein, die Auswirkungen der zu untersuchenden Sanierungsmaßnahmen auch abbilden zu können. Es ist also nicht das Ziel, die für die jeweiligen Teilbereiche zur Verfügung stehenden komplexesten Modellansätze miteinander zu koppeln, sondern von Detaillierungsgrad und Rechenaufwand zueinander passende und der Fragestellung angepasste Ansätze miteinander zu verbinden [Schütze u. a., 2002].

Ein weiterer wichtiger Punkt im Rahmen der integrierten Modellierung ist die Art der Modellkopplung sowie die Kompatibilität zwischen den Modellansätzen und den Simulationszeitschritten für die verschiedenen Teilbereiche.

Bei der Art der Modellkopplung kann zwischen der parallelen und sequentiellen Kopplung unterschieden werden (Erbe u. a. [2002], Schmitt und Huber [2006]). Bei der sequentiellen Kopplung laufen die Modelle für die einzelnen Teilsysteme unabhängig voneinander oder nacheinander ab. Das Ergebnis eines Teilmodells dient dann als Eingabe für ein anderes Modell (z. B. Ergebnis des Kanalnetzmodells als Zulauf zum Kläranlagenmodell). Bei der parallelen Kopplung laufen alle integrierten Modelle gleichzeitig ab, Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Teilkomponenten können bei dieser Art der Modellkopplung berücksichtigt werden. Aufgrund der zunehmenden Herausforderungen im Bereich der Modellkopplung im Zuge einer verstärkten Anwendung von integrierten Modellsystemen wurde zur Kopplung das Open Modelling Interface (OpenMI) ent-

wickelt (Moore u. a. [2004], Blind und Gregersen [2005], Gregersen u. a. [2007]).

Die Frage der Kompatibilität stellt sich besonders für die verwendeten Stofffraktionen, da in den einzelnen Teilsystemen historisch bedingt häufig mit unterschiedlichen Ansätzen gearbeitet wird [Fronteau u. a., 1997a].

Mitchell u. a. [2007] stellten fest, dass die Mehrzahl der von ihnen betrachteten integrierten Modelle nur Tagesschrittweiten ermöglichen, zur Berücksichtigung der Prozesse im Kanalnetz und zur realistischen Betrachtung der Belastungen aus den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung ist aber eine zeitliche Auflösung im Minutenbereich notwendig [Meirlaen, 2002; Erbe, 2004; Solvi, 2006; Muschalla, 2006].

Für alle dargestellten integrierten Modellansätze (mit Ausnahme von Muschalla [2006]) lässt sich feststellen, dass jeweils nur die Teilsysteme eines urbanen Einzugsgebietes modelliert wurden. Gerade in dicht besiedelten Gebieten liegen aber häufig mehrere städtische Gebiete in unmittelbarer Nähe, sodass die Belastungen aus gewässerbezogener (immissionsorientierter) Betrachtungsweise nicht entkoppelt werden können. In keinem der integrierten Ansätze wurden die ruralen Gebiete, in die urbanisierte Gebiete immer eingebettet sind, mitmodelliert. Damit fehlt die Möglichkeit, auch in den ruralen Teilen eines Gewässereinzugsgebietes Sanierungsmaßnahmen zu untersuchen. In den meisten Fällen wurde der Zufluss am Beginn des betrachteten urbanen Einzugsgebietes als konstant sowie unverschmutzt oder mit konstanten Stoffkonzentrationen angenommen.

Klawitter [2006] zeigte durch die zeitlich hochaufgelöste (5-Minuten-Zeitschritte) Kopplung eines Rastermodells für rurale Gebiete mit einem konzeptionellen Schmutzfrachtmodell für städtische Gebiete, dass die Vernachlässigung der ruralen Gebiete schon bei der Hydraulik zu maßgeblichen Fehlern bei der Beurteilung der Belastungen führt. Die Ergebnisse von Solvi [2006] zeigen die Bedeutung der diffusen Belastungen auch für die stoffliche Betrachtung. Hier waren die Auswirkungen der angenommen diffusen Gewässerbelastung aus den oberhalb liegenden ruralen Einzugsgebietsteilen zum Teil größer als die der detailliert modellierten urbanen Gebiete [Solvi u. a., 2006]. Solvi [2006] weist daher auf die dringend notwendige Integration der diffusen Gewässerbelastungen in die immissionsorientierte integrierte Modellierung urbaner Gebiete hin.

3.2 Rurale Gebiete

Wie in Kapitel 3.1.2 dargestellt, werden bei den integrierten Modellierungsansätzen für urbane Gebiete

die ruralen Einzugsgebietsteile nicht mitmodelliert. Im Folgenden wird daher ein Überblick über Modellierungsansätze für die ruralen Bereiche eines Einzugsgebietes gegeben, die für die Belastungen aus diffusen Quellen (wie in Kapitel 2.2 definiert) verantwortlich sind.

Aufgrund der Vielzahl an möglichen Fragestellungen im Bereich der Modellierung ruraler Gebiete ist die Zahl der entwickelten Modelle weitaus größer als jene für urbanisierte Gebiete. Die Modelle unterscheiden sich signifikant in ihrer Komplexität, dem Grad der Abbildung der ablaufenden Prozesse und des Datenbedarfs.

Die Modellentwicklung für rurale Gebiete begann mit der Entwicklung von Modellen zur Beschreibung des Abflussverhaltens von natürlichen Flächen (vgl. z. B. Singh und Woolhiser [2002], Singh und Frevert [2002], Borah u. a. [2002]). Im Laufe der Zeit wurden die Modelle dann um Komponenten zur Beschreibung des Stofftransports ergänzt. Zu den ersten Ansätzen im Bereich der Stofftransportmodellierung zählen die Arbeiten von Zingg [1940], Smith [1941] und Browning u. a. [1947], aus denen später die Universal Soil Loss Equation (USLE) entstand (Wischmeier und Smith [1958], Wischmeier und Smith [1965], Wischmeier und Smith [1978]). Ein verstärkter Fokus auf die Entwicklung von Modellen zur Abbildung der diffusen Stoffeinträge aus natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Gebieten entstand, nachdem in Europa [Bollinne, 1978; Evans, 1981; Morgan, 1985] und in den Entwicklungsländern [Whitlow, 1988] das Problem der erhöhten Bodenerosion erkannt wurde. Neben den direkt durch den Bodenabtrag und dem damit verbundenen Entzug von organischem Material und Pflanzennährstoffen verursachten Problemen, wie verminderte Infiltrationsraten, geringeres Pflanzenwachstum, verminderte Wasserspeicherung führte der Transport des erodierten Materials und die daran gekoppelten Nährstoffe in die Gewässer auch zu einer Verschlechterung der Wasserqualität, einer erhöhten Eutrophierungsgefahr sowie zu Verlandungsproblemen in Talsperren.

Durch die enge Kopplung vieler Stoffe an die Erosionsprozesse verlief die Modellentwicklung zur Abschätzung der Erosionsmengen weitgehend identisch mit der Entwicklung von Modellen zur Beschreibung diffuser Stoffausträge. Probleme, wie z. B. der erhöhte Eintrag von Düngemitteln aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in die Gewässer führte zur Integration von Prozessbeschreibungen der Nährstoffumlagerung in Zwischenabfluss sowie Basisabfluss bzw. Grundwasser in die Modelle für diffuse Stoffausträge.

Die ersten Modelle zur Abschätzung der Erosionsmengen und Stoffausträge waren rein empirisch. In der weiteren Entwicklung verschob sich der Schwerpunkt der Modellierung, vergleichbar mit der Modellentwicklung in der Simulation von Niederschlags-Abfluss-Prozessen über konzeptionelle Modelle zu physikalisch basierten Prozessbeschreibungen und deren Interaktion.

Eines der ersten empirisch basierten Verfahren zur Abschätzung der Erosionsmengen und Stoffausträge war die „Universal Soil Loss Equation (USLE)“ [Wischmeier und Smith, 1958, 1965, 1978]. Die USLE berechnet den jährlichen Bodenabtrag aus der Erosivität des Regens, einem Erosionsfaktor des Bodens, der Hanglänge und -neigung sowie Faktoren für den Pflanzenbewuchs und die Bearbeitungspraxis. Die Weiterentwicklung erfolgt durch Renard u. a. [1994] zur „Revised Soil Loss Equation (RUSLE)“. Eine ähnliche Entwicklung erfolgte von Elwell [1977] in Südafrika zum „Soil Loss Estimation Model for Southern Africa (SLEMSA)“. Schwertmann u. a. [1987] entwickelten die „Allgemeine Bodenabtragungsgleichung (ABAG)“, eine an deutsche bzw. mitteleuropäische Verhältnisse angepasste Version der USLE. Ähnlich zur USLE erfolgte auch für die ABAG eine Weiterentwicklung zur „differenzierten ABAG (dABAG)“ [Auerswald u. a., 1988]. Die „Modified Universal Soil Loss Equation MUSLE87“ ermöglichte die Berechnung von Einzelereignissen [Bork und Hensel, 1988]. Vor allem im deutschsprachigen Raum genutzte Bilanzmodelle auf jährlicher Basis sind MONERIS [Behrendt u. a., 2002], MOBINEG [Hydrotec, 2007], STOFFBILANZ [Grunewald u. a., 2008; Gebel u. a., 2007; Halbfäß und Grunewald, 2006] und MODDIFUS [Prasuhn und Müller, 2003]. Die generellen Nachteile der empirischen Modelle liegen darin, dass aufgrund der jährlichen Bilanzierung die zeitliche Dynamik der Prozesse nicht abgebildet werden kann.

Um die Unzulänglichkeiten der empirischen Modelle zu überwinden, wurden verschiedene konzeptionelle Modelle entwickelt. Durch die Unterteilung des gesamten Modellgebietes in mehrere Teile oder Raster konnte die räumliche Variabilität der Prozesse abgebildet werden. Einige bekannte Modelle sind CREAMS [Knisel, 1980], ANSWERS [Beasley u. a., 1980], MODANSW [Park u. a., 1982], GLEAMS [Leonard u. a., 1987], SWRB [Arnold, 1990; Arnold und Williams, 1995] und AGNPS [Young u. a., 1995]. Der generelle Nachteil dieser Modellgruppe liegt in der verhältnismäßig schlechten Beschreibung der physikalischen Prozesse.

Die nächste Entwicklungsstufe waren die physikalisch basierten Modelle. Sie beschreiben die wichtigen Mechanismen mit Einfluss auf die Erosion, den

Stofftransport und die mit ihnen verbunden physikalischen Faktoren, die räumliche und zeitliche Variabilität und die komplexen Wechselwirkungen. Notwendige Voraussetzung zur Anwendung von physikalisch basierten Modellen ist eine entsprechend detaillierte Modellierung der maßgeblichen Antriebskraft für Erosion und Stofftransport, nämlich des Abflusses. Eine Kopplung mit einem Modell oder die Integration eines Modelles zur Berechnung des Abflusses ist daher eine Voraussetzung zur Anwendung von physikalisch basierten Modellen für diffuse Quellen. Bekannte physikalisch basierte Modelle sind WEPP [Flanagan und Livingston, 1995], EUROSEM [Morgan u. a., 1998], Australian Soil Erosion Model [Rose u. a., 1983a,b], HSPF [Donigan u. a., 1995; Bicknell u. a., 2001], BASINS [USEPA, 2001], SWAT [Neitsch u. a., 2005] und MIKE-SHE [Refsgaard und Storm, 1995]. Der hohe Datenbedarf und die Komplexität der Modelle begrenzen eine breite Anwendung der physikalisch basierten Modelle.

3.2.1 Modelle für rurale Gebiete

Die Vielzahl an Modellen für rurale Gebiete führte schon früh zur Herausforderung, das für die Fragestellung am besten geeignete Modell zu identifizieren [Shanahan u. a., 2001]. Diese Identifizierung erfordert eine systematische Klassifizierung der Modelle. In Tabelle 3.1 finden sich die Ergebnisse von Parson u. a. [2004], die einen Überblick über systematische Evaluationen von Modellen für rurale Gebiete im Zeitraum von 1976 bis 1998 geben.

Neben dem Überblick über bisherige Modellreviews klassifizieren Parson u. a. [2004] 41 Modelle hinsichtlich Zeit- und Raumskala, Zeitschrittweite, Zielgruppe, Validierung, Dokumentation und der modellierten Prozesse. Kalin und Hantush [2003] untersuchen 23 Modelle zur Modellierung ruraler Gebiete bezüglich der Kriterien Analysetiefe (Screening oder Management), Qualität der Prozessabbildung, Zeit- und Raumskala, Benutzerfreundlichkeit, Hardwareanforderungen, Datenbedarf, Kopplungsmöglichkeiten, Verfügbarkeit und Beschaffungskosten. Eine umfassende Übersicht über Modelle zur Beschreibung diffuser Nährstoffausträge aus ruralen Einzugsgebieten gibt Gallo [2009]. Weitere detaillierte Informationen zu verschiedenen Modellen finden sich in Ward und Benaman [1999a,b].

Werden reine Gewässergütemodelle wie WASP [Wool u. a., 2005] oder QUAL2E [USEPA, 1987] ausgeschlossen, verbleiben die in Tabelle 3.2 aufgezählten Modelle in der Betrachtung. Hierbei ist zu beachten, dass die Einträge AGWA, BASINS, WMS keine Modelle im engeren Sinne darstellen, sondern meh-

Tabelle 3.1: Reviews von Modellen für rurale Gebiete. Nach Parson u. a. [2004]

Jahr	Evaluierte Modelle	Kriterien	Quelle
1976	Großteil der verfügbaren Modelle	Modellcharakteristik und -funktionen	Grimsrud u. a. [1976]
1982	75 Modelle für kleine Einzugsgebiete	Abgebildete Prozesse, Abbildung der verschiedenen Landnutzungsarten	Renard u. a. [1982]
1989	ANSWERS, CREAMS, DRAINMOD, FESHM, SEDIMOT II	Alternative Bewirtschaftungspraktiken, Identifizierung und Berücksichtigung kritischer Flächen, Kosten-Nutzen-Analyse, Nutzerfreundlichkeit, Datenbedarf	Beasley und Thomas [1989]
1990	AGNPS, ANNIE/WDM, BLTM, CREAMS, EPIC	Anwendungsgebiet, Datenbedarf, Dokumentation, Quellen	USGS [1990]
1991	PRZM, GLEAMS	Modellierung der Grundwasserqualität (Nitrat, Bromit)	Smith u. a. [1991]
1991	EPIC, NPURG, NLEAP, GLEAMS, AGNPS, SWRRBWQ	Entwickler, Dokumentation, Anwendung auf Fragestellungen der Wasserqualität, Funktionen, Beschränkungen, geplante Weiterentwicklungen	SCS [1991]
1993	LEACHM, NCSWAP	Nitratauswaschung	Jabro u. a. [1993]
1994	CALF, PRZM, GLEAMS, PELMO, PLM, PESTLA, MACRO	Pestizidtransport	Bergstrom und Jarvis [1994]
1997	Massenbilanz, Basierend auf Vollenweider-Ansatz, Ökosystemmodelle	Phosphor-Modellierung für drei „Wetland-Treatment“-Anlagen in den USA	Paasch u. a. [1997]
1997	GLEAMS, RUSLE, EPIC, WEPP	Boden- und Abflussdaten von landwirtschaftlichen Schlagflächen in North Carolina (USA)	Reyes und Cecil [1997]
1997	AGNPS, ANSWERS, SWAT	Evaluation von flächendifferenzierten Modellen in Zentralindien	Kosky und Engel [1997]
1998	GLEAMS, OPUS, PRZM-2	Vergleich von Abflussmodellierung mit gemessenen Daten	Ma u. a. [1998]

Tabelle 3.2: Modelle zur Betrachtung diffuser Stoffausträge

ADAPT	CREAMS	MIKE-SHE	SWMM
AGNPS	DWSM	OPUS	SWRRBWQ
AnnAGNPS	EPIC	PELMO	VFSMOD
AGWA (KINEROS-2)	GLEAMS	PERFECT	WAVE
AGWA (SWAT)	GPFARM	PRMS	WEPP
ANSWERS	GSSHA	PRZM	WMS (GSSHA)
ANSWERS- 2000	GWLF	REMM	WMS (HSPF)
APEX	HSPF	ROTO	
BASINS (HSPF)	KINEROS	RUSLE	
BASINS (SWAT)	MIKE-11	SWAT	

rere Modelle unter einer gemeinsamen Oberfläche zusammenfassen.

Zwei wichtige Kriterien der Modellklassifizierung sind die Raum- und Zeitskala. Bezüglich der Raumskala lassen sich folgende Einteilungen unterscheiden:

Punktskala: Modellierung für Flächen von wenigen Quadratmetern bis zu wenigen Hektar.

Schlagskala: Modellierung für landwirtschaftliche Schlagflächen (≤ 100 ha)

Einzugsgebietsskala (klein): Modellierung von kleinen Einzugsgebieten (≤ 100 km²)

Einzugsgebietsskala (groß): Modellierung von großen Einzugsgebieten (> 100 km²)

Flussgebietsskala: Modellierung von Flusseinzugsgebieten ($\gg 100$ km²)

Bezüglich der Zeitskala lassen sich zwei Kategorien unterscheiden:

Ereignisskala: Modelle dieser Kategorie simulieren ein Regen- oder Schneeereignis.

Kontinuierliche Skala: Kontinuierliche Modelle simulieren das Abflussverhalten und die daran gekoppelten Stoffprozesse für längere Zeitperioden.

Für die Aufgabenstellung der integrierten immissionsorientierten Simulation kommen nur Modelle in Frage, die auf Einzugsgebietsebene anwendbar sind und kontinuierlich, d.h. über längere Zeitperioden, benutzt werden können. Wie in Tabelle 3.3 ersichtlich erfüllen diese Anforderung nur 18 der 36 Modelle, welche nachfolgend näher betrachtet werden.

Die Angabe in den Tabellen 3.4, 3.5 und 3.6 beruhen auf den bisherigen Modellreviews und dort angegebenen Quellen (insbesondere in Gallo [2009]). Ein leerer Eintrag bedeutet nicht zwangsweise, dass das Modell die entsprechende Funktionalität nicht aufweist, sondern bezieht sich nur auf die Tatsache, dass keine entsprechenden Informationen gefunden werden konnten. Darüber hinaus werden die drei Modellschalen AGWA, BASINS, WMS, die unterschiedliche Modelle unter einer gemeinsamen Oberfläche zusammenfassen, im Weiteren nicht mehr betrachtet.

Tabelle 3.4 gibt einen Überblick über die in den Modellen implementierten Teilprozesse des hydrologischen Kreislaufes. Es ist auffällig, dass ein Teil der Modelle wichtige Prozesse wie Interzeption, Infiltration und Perkolation nicht abbilden können. Einzig der Oberflächenabfluss als maßgeblicher Antriebsfaktor für Abtragsprozesse (Erosion) von der Oberfläche wird von allen Modellen berechnet.

Entsprechend sind, wie in Tabelle 3.5 dargestellt, alle betrachteten Modelle in der Lage, die Oberflächenerosion zu modellieren. Gleiches gilt für die an die Erosion von der Oberfläche gekoppelten Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet. Die in den letzten Jahren verstärkt in den wissenschaftlichen Fokus geratenen Gewässerbelastungen durch prioritäre Stoffe haben dazu geführt, dass mittlerweile 8 der 12 Modelle Pestizidroutinen implementiert haben.

Tabelle 3.6 gibt einen Überblick über die Kriterien des räumlichen Detaillierungsgrades, der physikalischen Stringenz der implementierten Ansätze, der kleinsten Zeitschrittweite des Modells und der Anwendbarkeit auf urbanisierte Teile eines Einzugsgebietes.

Bezüglich des räumlichen Detaillierungsgrades lässt sich nach Abbott und Refsgaard [1996] zwi-

Tabelle 3.3: Zeit- und Raumskala

Name	Raumskala			Zeitskala		Eignung
	Schlag	Einzugsgebiet	Flussgebiet	Ereignis	Kontinuierlich	
ADAPT	✓	✓			✓	✓
AGNPS		✓		✓		
AnnAGNPS		✓			✓	✓
AGWA (KINEROS-2)	✓	✓		✓		
AGWA (SWAT)		✓	✓		✓	✓
ANSWERS	✓	✓		✓		
ANSWERS- 2000	✓	✓		✓	✓	✓
APEX	✓	✓			✓	✓
BASINS (HSPF)		✓			✓	✓
BASINS (SWAT)		✓	✓		✓	✓
CREAMS	✓				✓	
DWSM		✓		✓		
EPIC	✓				✓	
GLEAMS	✓				✓	
GPFARM	✓				✓	
GSSHA		✓		✓	✓	✓
GWLF		✓			✓	✓
HSPF		✓			✓	✓
KINEROS	✓	✓		✓		
MIKE-11		✓		✓	✓	✓
MIKE-SHE		✓		✓	✓	✓
OPUS	✓			✓	✓	
PELMO	✓				✓	
PERFECT	✓				✓	
PRMS		✓		✓	✓	✓
PRZM	✓				✓	
REMM	✓				✓	
ROTO			✓	✓		
RUSLE	✓				✓	
SWAT		✓	✓		✓	✓
SWRRBWQ		✓	✓		✓	✓
VFSMOD	✓			✓		
WAVE	✓				✓	
WEPP	✓			✓		
WMS (GSSHA)		✓		✓	✓	✓
WMS (HSPF)		✓			✓	✓

Tabelle 3.4: Implementierte hydrologische Prozesse

Name	Prozess ¹	N	Schnee	Inter	Evapo	Infil	Perk	Q _O	Q _U		
									Q _U	Q _Z	Q _B
ADAPT			✓		✓	✓	✓	✓	✓		
AnnAGNPS	✓							✓			
ANSWERS- 2000	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓		
APEX	✓		✓		✓	✓		✓	✓	✓	✓
GSSHA			✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
GWLF					✓	✓		✓	✓		✓
HSPF			✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓
MIKE-11			✓	✓	✓			✓	✓		✓
MIKE-SHE	✓		✓	✓	✓	✓		✓	✓	✓	✓
PRMS			✓	✓	✓			✓	✓	✓	✓
SWAT	✓		✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
SWRRBWQ	✓		✓		✓		✓	✓	✓	✓	

¹ N: Niederschlagsgenerator, Schnee: Schneeprozesse, Inter: Interzeption, Evapo: Evapotranspiration, Infil: Infiltration, Perk: Perkolation, Q_O: Oberflächenabfluss, Q_U: Unterirdischer Abfluss, Q_Z: Zwischenabfluss, Q_B: Basisabfluss

Tabelle 3.5: Implementierte stoffliche Prozesse

Name	Prozess	Erosion	Nährstoffe	Pestizide
ADAPT		✓	✓	✓
AnnAGNPS		✓	✓	✓
ANSWERS- 2000		✓	✓	
APEX		✓	✓	✓
GSSHA		✓	✓	
GWLF		✓	✓	
HSPF		✓	✓	✓
MIKE-11		✓	✓	✓
MIKE-SHE		✓	✓	✓
PRMS		✓	✓	
SWAT		✓	✓	✓
SWRRBWQ		✓	✓	✓

schen ungegliederter und gegliederter Abbildung unterscheiden. Ungegliederte Modelle betrachten ein Einzugsgebiet als eine gleichförmige Einheit. Variablen und Parameter müssen demzufolge als Mittelwerte für das gesamte Einzugsgebiet angegeben werden. Ein gegliedertes Modell kann die räumliche Heterogenität eines Einzugsgebietes durch eine entsprechende Untergliederung, z. B. nach Landnutzung und Bodenart, abbilden. Bei ca. der Hälfte der betrachteten Modelle ist eine solche Untergliederung nicht möglich.

Das Kriterium der physikalischen Stringenz beschreibt die Art der implementierten Ansätze zur Beschreibung der natürlichen Vorgänge. Nach Abbott und Refsgaard [1996] werden die Klassen empirisch, semi-empirisch und physikalisch unterschieden. Bei empirischen Modellen ist die Übertragbarkeit auf Anwendungsfälle, die außerhalb der Randbedingungen liegen, für die das Modell entwickelt wurde, schwierig. Darüber hinaus ist die zeitliche Dynamik der Prozesse kaum zu berücksichtigen. Dagegen beschreiben physikalisch basierte Modelle die Vorgänge in der Natur mittels mathematischen Entsprechungen. Sie können für eine Vielzahl unterschiedlicher Randbedingungen eingesetzt werden, weisen jedoch einen großen Datenbedarf auf. Dazwischen liegen die sogenannten semi-empirischen Modelle, die eine Mischform aus den beiden beschriebenen Klassen darstellen. Für die Zielsetzung dieser Arbeit schieden alle rein empirischen Modelle aus der weiteren Betrachtung aus.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist der kleinste Zeitschritt, mit dem ein Modell rechnen kann. Der überwiegende Teil der Modelle arbeitet mit relativ großen Zeitschritten. Dies ist sicher damit zu begründen, dass der Fokus im Bereich der Modellierung diffuser Stoffausträge lange auf der Abschätzung von jährlichen Einträgen in die großen Gewässer (Meere, Seen) lag und erst in jüngerer Zeit der Fokus auch auf die dadurch entstehenden Probleme in den kleinen Gewässern gelegt wurde. Hier gilt in den USA die Begrenzung auf tägliche Maximalfrachten (Total Maximum Daily Loads, TMDL), die den häufig aufzufindenden Tageszeitschritt der überwiegend in den USA entwickelten Modelle begründen. Für die Zielsetzung der Arbeit sind zur Abbildung der großen Dynamik der betrachteten Prozesse Zeitschritte im Minutenbereich erforderlich. Drei der untersuchten Modelle erfüllen diese Anforderung. ANSWERS-2000 ist aufgrund seiner Komplexität nur für sehr kleine ($<20 \text{ km}^2$) Einzugsgebiete geeignet. Das Modell GSSHA ist nicht frei verfügbar und kann daher nicht weiter betrachtet werden. Das Modell HSPF ist, insbesondere bezüglich der implementierten Prozesse, schlecht dokumentiert [Ward und Benaman, 1999a],

was eine Anwendung schwierig macht. Darüber hinaus scheint in den letzten Jahren keine Weiterentwicklung mehr erfolgt zu sein.

Generell lässt sich feststellen, dass auch bei einer Angabe eines kleinen Zeitschrittes im Minutenbereich in der Modelldokumentation publizierte Modellanwendungen meist nur mit deutlich größeren Zeitschritten durchgeführt wurden.

Eine weitere interessante Fragestellung ist, ob die Modelle urbane Einzugsgebietsteile berücksichtigen können. Nach den Angaben in den Modelldokumentationen und publizierten Artikeln sind hierzu drei Modelle in der Lage. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich allerdings, dass diese Modelle keineswegs die urbane Entwässerungsstruktur inklusive Kanalnetz, Sonderbauwerken und Kläranlage abbilden können. Vielmehr bedeutet diese Angabe, dass die Modelle lediglich Prozessgleichungen für die Abflusserzeugung auf versiegelten Flächen (und den damit verbundenen Stoffen) implementiert haben.

Aufgrund der Implementierung einer Vielzahl von Prozessen, physikalisch begründeter Ansätze (und der damit verbundenen Anwendbarkeit auf unterschiedliche Randbedingungen), der guten Dokumentation, der aktiven Weiterentwicklung, einer Vielzahl an Erweiterungen (z. B. GIS-Anbindung) und der freien Verfügbarkeit (inklusive des Quellcodes) wird das Modell SWAT im Vergleich zu allen anderen Modellen weltweit sehr häufig angewendet [Arnold und Fohrer, 2005]. Entsprechend hoch ist auch die Dokumentation von Anwendungsbeispielen in Form von wissenschaftlichen Publikationen.

3.2.2 Schlussfolgerungen

Noch mehr als bei den Modellen für urbane Einzugsgebietsteile wird durch die Vielzahl an Modellen mit unterschiedlichem Detaillierungsgrad und Ansätzen für die ruralen Bereiche deutlich, dass der Wahl eines der Fragestellung angepassten Ansatzes entscheidende Bedeutung zukommt. Gerade im ruralen Bereich ist die Datenlage bezüglich der unterschiedlichen Landnutzung, des Aufbaus der Böden und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis schlechter als für die vergleichsweise genau bekannten urbanen Entwässerungssysteme.

Trotzdem müssen auch im Bereich der Modellierung der diffusen Stoffausträge die wesentlichen Prozesse mit den gewählten Ansätzen abgebildet werden können, sowohl um eine realistische Abschätzung der Einträge in den Gewässerkörper zu ermöglichen, als auch, um die Wirkung von Maßnahmen zur Reduzierung der Austräge in ruralen Einzugsgebietsteilen abbilden zu können. Insbesondere aufgrund der komplexen Prozesse, die in der Natur bei der Ab-

Tabelle 3.6: Räumlicher Detaillierungsgrad, Physikalische Stringenz, Zeitschritt, Abbildung urbaner Einzugsgebietsteile

Kriterium ¹					
Name	Räumlicher Detaillierungsgrad	Physikalische Stringenz	Zeitschritt	Urban	
ADAPT	U	E	D		
AnnAGNPS	G	E	Y, D		
ANSWERS- 2000	G	P	D, M	✓	
APEX	U	E	D, H		
GSSHA	G	P	M, S	✓	
GWLF	U	E	D		
HSPF	G	P	D, M	✓	
MIKE-11	U	P	D		
MIKE-SHE	G	P	D		
PRMS	G	P	D, S		
SWAT	G	S	D, H		
SWRRBWQ	U	S	D		

¹ U: Ungegliedert, G: Gegliedert;
E: Empirisch, S: Semi-Empirisch, P: Physikalisch;
S: Sekunde, M: Minute, H: Stunde, D: Tag, Y: Jahr

flussbildung zusammenspielen, kann ein Modell zur Abschätzung diffuser Stoffausträge nur so gut sein, wie die von ihm erreichte Qualität in der Abbildung des Abflussgeschehens.

Auch wenn im Bereich der Modellierung diffuser Quellen in der Vergangenheit überwiegend jährliche Stofffrachten von Interesse waren, zeigen jüngere Untersuchungen, dass auch hier die Berücksichtigung von kurzen Ereignissen bei einer immissionsorientierten Betrachtung unabdingbar ist. So weisen beispielsweise Koo und Cho [2006] auf den engen Zusammenhang zwischen Abfluss und dem Eintrag von suspendierten Sedimenten in Gewässer hin. Diese Ergebnisse wurden von Stutter u. a. [2008a,b] bestätigt und konnten auch für den Eintrag von Phosphor festgestellt werden.

Stutter u. a. [2008a] betonen darüber hinaus den starken Anteil von einzelnen Regenereignissen auf den Gesamteintrag. Auf diese Problematik wird auch von Meißner [2005] hingewiesen. Auch wenn modellierte und gemessene Stoffeinträge gut übereinstimmen, kann es zu einer Unterschätzung des Gesamtnährstoffeintrages kommen, wenn das entsprechende Monitoringprogramm zu lange Probenentnahmeintervalle aufweist, die den Einfluss von Einzelereignissen auf den Nährstoffeintrag nicht erfassen können.

Es lässt sich feststellen, dass trotz des aufgezeigten Einflusses von Einzelereignissen und der damit verbundenen Bedeutung einer modelltechnischen Abbildung der zeitlichen Variabilität des Abflussgeschehens ein Großteil der publizierten Modellanwendungen im Bereich der Nährstoffausträge aus ruralen Ge-

bieten noch immer mit relativ großen Zeitschritten ≥ 1 Stunde [Lam u. a., 2010] oder ≥ 1 Tag (ATV-DVWK [2002], Scheer [2005], Salvetti u. a. [2006], Salvetti u. a. [2008]) rechnen. Dies bestätigt auch eine umfangreiche Literaturanalyse von Merritt u. a. [2003], demzufolge Zeitschritte unter einem Tag nur bei Modellen für eine Rasterzelle oder einen Schlag existieren.

Vielfach wird auch weiterhin der Schwerpunkt auf jährliche Frachtbilanzen gelegt. Dies gilt insbesondere im deutschsprachigen Raum für die häufig angewandten Bilanzmodelle MONERIS [Behrendt u. a., 2002], MOBINEG [Hydrotec, 2007], STOFFBILANZ [Grunewald u. a., 2008; Gebel u. a., 2007; Halbfaß und Grunewald, 2006] und MODDIFUS [Prasuhn und Müller, 2003].

Alle in Kapitel 3.2.1 betrachteten Modelle können keine punktuellen Belastungen abbilden. Einige Modelle, wie z. B. ANSWERS- 2000, GSSHA oder HSPF können zwar versiegelte Einzugsgebietsteile modelltechnisch erfassen, dies bedeutet aber nicht, dass sie Kanalnetz, Sonderbauwerke und Kläranlage modelltechnisch erfassen. Sie stellen vielmehr für versiegelte Bereiche angepasste Verfahren zur Berechnung der Abflussbildung sowie der Stoffausträge zur Verfügung. Andere Modelle, als Beispiel sei hier SWAT genannt, bieten die Möglichkeit, punktuellen Belastungen über vorab bestimmte Zeitreihen zu berücksichtigen [Neitsch u. a., 2005]. Eine detaillierte Berücksichtigung der hochdynamischen Einträge aus den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung ist damit aber schwierig realisierbar. Diese sind

aber für viele akute Gewässerbelastungen von entscheidender Bedeutung.

Die anteilige Belastung eines Gewässerkörpers durch Punkt- und diffusen Quellen wurde von Salvetti u. a. [2006, 2008] mit SWAT untersucht. Belastungen aus Kläranlagen und industriellen Direkteinleitern wurden über vorhandene Messdaten berücksichtigt und für den gewählten Tageszeitschritt der Simulation als konstant betrachtet. Die Belastungen aus Kanalnetzentlastungen wurden über die Differenzrechnung von Wasserqualitätsmessungen und den bekannten Belastungen aus Messdaten und der Modellierung bestimmt. Salvetti u. a. [2008] wiesen auch auf die schwierige Modellierung der diffusen Einträge aus unterirdischen Abflusskomponenten (Zwischenabfluss und Grundwasserabfluss) hin, da die Zeitskala der dort ablaufenden Abflussprozesse wesentlich größer als die des Oberflächenabflusses ist.

Lam u. a. [2010] modellierten mit SWAT die Nitratbelastung aus Punkt- und diffusen Quellen für ein ländlich geprägtes Einzugsgebiet. Hierbei wurden die sechs Kläranlagen im Einzugsgebiete über extern bestimmte Zeitreihen berücksichtigt.

Vergleichbar mit der in 3.1.2 festgestellten Einschränkung der modelltechnischen Abbildung von Maßnahmen in allen Einzugsgebietsteilen ist bei den untersuchten integrierten Ansätzen mit dem Schwerpunkt der Modellierung diffuser Quellen eine modelltechnische Maßnahmenplanung im Bereich der urbanisierten Gebiete nicht möglich. Die Berücksichtigung dieser Belastungen ist nur über Messdaten oder indirekte Rückschlüsse (vgl. Salvetti u. a. [2008]) möglich. Lam u. a. [2010] waren darüber hinaus auch in der Wahl des Untersuchungszeitraumes auf einen Bereich eingeschränkt, für den Informationen zu den Punktquellen vorhanden waren.

Fohrer u. a. [2008] zeigten die Bedeutung der punktuellen Belastungen bei der immissionsorientierten Modellierung der Wasserqualität ruraler Gebiete auf. Sie beobachteten deutliche Differenzen zwischen Nitratkonzentrationsverläufen aus Messungen und mit SWAT modellierten Ganglinien für ein Gewässer im ländlichen Raum. Die Unterschiede konnten durch zusätzliche, nicht berücksichtigte Eintragspfade erklärt werden. Eine Kartierung von Entwässerungsgräben und Drainagen im Einzugsgebiet und die Berücksichtigung deren Einträge im Modell verbesserten die Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung deutlich. Eine weitere Verbesserung der Ergebnisse wird durch die zusätzliche Berücksichtigung von Einträgen aus den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung erwartet [Schmalz u. a., 2008].

3.3 Forschungsbedarf

Wie in Kapitel 1 und 2 bereits dargestellt, ist eine Verbesserung der Gewässersituation nur zu erreichen, wenn alle Belastungen eines Gewässerkörpers immissionsorientiert betrachtet werden. Diese integrierte Verwaltung von Gewässern auf Einzugsgebietsebene wurde bereits früh und sowohl von Seite der Siedlungswasserwirtschaft (Metcalf und Eddy [1971], Beck [1976], Lijklema u. a. [1989] und Lijklema [1993], Harremoës [2002]) als auch von der Seite der Hydrologie ruraler Gebiete gefordert (z. B. Ostrowski und Alsenz [1989], Ostrowski u. a. [1989], Ostrowski und Alsenz [1990], Hession u. a. [2000], Arheimer und Olsson [2004], Valeo und Moin [2000] Harris u. a. [2004]).

Andrieu und Chocat [2004] fordern eine „Hydrologie anthropogen überprägter Gebiete“. Hierfür sollen die besten Ideen und Methoden aus den Bereichen der Siedlungsentwässerung und der Hydrologie natürlicher Gebiete miteinander verknüpft werden. Horn u. a. [2004] kamen auf Basis einer umfangreichen Literaturrecherche zu dem Schluss, dass die Integration mehrerer Modelle in ein Gesamtsystem zur immissionsorientierten Betrachtung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung bisher kaum erfolgt ist. Eine Erkenntnis, die auch von Harremoës [2002] bestätigt wird, der feststellt, dass zumeist nur zwei Teilbereiche des urbanen Systems miteinander gekoppelt und die ruralen Einzugsgebietsteile generell nicht betrachtet wurden.

Die Ergebnisse von Harremoës [2002] und Horn u. a. [2004] konnten in Kapitel 3.1.2 und 3.2.2 bestätigt werden. Für die nach wie vor bestehende weitgehend getrennte Modellierung von urbanen und ruralen Gebieten lassen sich verschiedene Gründe anführen:

- In den meisten europäischen Ländern liegt bereits im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft die Verantwortung für Planung und Betrieb von Kanalisation, Kläranlage und Gewässern in der Hand unterschiedlicher Fachdisziplinen und Verwaltungseinrichtungen [Rauch u. a., 2002].
- Modelle für einzelne Teilsysteme wurden unabhängig voneinander entwickelt, sodass unterschiedliche Konzepte, Modellansätze, Variablen und Stoffgruppen Verwendung finden, was die Kopplung der Modelle erschwert [Fronteau u. a., 1997a].
- Modellkomplexität und Datenbedarf steigen deutlich, je mehr Teilsysteme berücksichtigt werden [Rauch u. a., 2002].

- Das hydrologische Verhalten und damit die Zeitskalen von städtischen und ruralen Gebieten unterscheiden sich stark.
- Bisher unterschiedliche Problemstellungen und Zielsetzungen in städtischen und ländlichen Gebieten führten zu einer weitgehend getrennten Betrachtung [Klawitter, 2006].

Der optimale Betrieb eines einzelnen Teilsystems führt nicht zwangsläufig zur optimalen Bewirtschaftung des Gesamtsystems [Fronteau u. a., 1997b]. Die getrennte Betrachtung einzelner Teilbereiche von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung kann daher zu einer suboptimalen Mittelverwendung und zu nicht nachhaltigen Maßnahmen führen [Freedman u. a., 2004]. Die im Bereich der Ruralhydrologie häufig angewandte Lösung der Berücksichtigung von punktuellen Belastungen über Messdaten von Kläranlagen und der Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung kann vor diesem Hintergrund nicht als befriedigend bezeichnet werden.

Dass die Integration aller Teilbereiche für einen immissionsorientierten Gewässerschutz nicht nur theoretisch wünschenswert sondern auch praktisch notwendig ist, zeigen die Arbeiten von Ostrowski und Schröter [2004], Klawitter [2006], Solvi [2006], Solvi u. a. [2006], Fohrer u. a. [2008] und Schmalz u. a. [2008]. Neal u. a. [2008] weisen auf die besondere Bedeutung der Punktquellen in Sommermonaten hin, wo die Verdünnung durch „natürlichen“ Abfluss gering, die biologische Aktivität im Gewässer jedoch hoch ist.

Die gemeinsame Betrachtung von Urban- und Ruralhydrologie mit dem Ziel einer immissionsorientierten Modellierung der Gewässerqualität erfordert die Integration eines Modells für die Siedlungsentwässerung und eines Modells für die Abflussprozesse und Stofftransportprozesse der natürlichen und landwirtschaftlichen Flächen.

Zur Berücksichtigung der verschiedenen Landnutzungsarten und Bodenstrukturen ist eine räumlich detaillierte Auflösung erforderlich, da bei hoch aggregierten Eingangsdaten die Gefahr besteht, dass bestehende Verhältnisse so stark relativiert werden, dass Probleme eventuell nicht mehr erkannt werden können [Hahn, 2002].

Im Bereich der zeitlichen Skala ist eine Zeitschrittweite des integrierten Modells im Minutenbereich anzustreben, da sowohl die Abfluss- und Stofftransportprozesse in ruralen Gebieten, besonders aber die Dynamik des Abflussgeschehens auf versiegelten Flächen und im Kanalnetz sonst nicht realistisch abgebildet werden können [Schmitt und Huber, 2006]. Diese Anforderung ereignisabhängiger Stoffeinträge in die Gewässerkörper ist, wie in Kapitel 3.2.1 dar-

gestellt, insbesondere für die Modellierung der ruralen Gebiete eine große Herausforderung. Die bisher publizierten Modellanwendungen zur Stoffmodellierung beruhen meist auf täglichen Eingangsdaten, einige wenige Beispiele arbeiten mit Stundenzeitschritten. Das integrierte Modell muss aber zur Berücksichtigung von verzögerten und akkumulierend wirkenden Folgen bei der gewünschten hohen zeitlichen Auflösung über längere Zeiträume anwendbar sein können. Eine Abbildung von Einzelereignissen ist für die gestellte Zielsetzung nicht hinreichend.

Erste Arbeiten von Ostrowski und Schröter [2004], Bach [2005] sowie Bach und Ostrowski [2007] hinsichtlich einer entsprechenden Modellintegration waren vielversprechend, zeigten aber auch die dabei bestehenden Probleme auf. Hierzu zählen die Problematik der Modellkopplung, die historisch bedingte Verwendung unterschiedlicher Stoffgruppen in den verschiedenen Teilbereichen des Gesamtsystems [Carstensen u. a., 1997] und die verschiedenen Zeitskalen [Kandel u. a., 2005], mit denen die Prozesse ablaufen. Auch die Datenverfügbarkeit und Komplexität des Gesamtsystems müssen bei einer entsprechenden Entwicklung berücksichtigt werden. Die Entwicklung eines Systems zur integrierten und immissionsbasierten Modellierung der Gewässergüte für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung wird im weiteren Verlauf der Arbeit beschrieben.



4 Modellkonzept

Wie in Kapitel 3 dargestellt, fehlt zur immissionsorientierten und räumlich sowie zeitlich hochauflösten Modellierung der Wasserqualität für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung ein entsprechendes Modellierungssystem.

Es wurde deutlich, dass die maßgebliche Herausforderung der integrierten Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung in der Überwindung der Modellierungsgrenzen zwischen den urbanen und ruralen Einzugsgebietsteilen besteht. Ausgehend von der bereits erfolgten detaillierten Kopplung von Modellen für Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer (vgl. Kapitel 3.1.1) liegt ein Schwerpunkt auf der Integration eines der Fragestellung angepassten Modellierungsansatzes für das Abflussverhalten und die Stoffeinträge aus ruralen Gebieten.

Eine komplette Neuentwicklung eines integrierten Modellsystems erscheint wenig zielführend und auch aufgrund des dafür notwendigen Aufwandes kaum realisierbar. Vielmehr muss es das Ziel sein, bestehende und erprobte Ansätze und Modelle miteinander zu verknüpfen und diese, wo notwendig, zu erweitern. Bei der Auswahl der Ausgangsmodelle wurde folgenden Punkten besondere Beachtung geschenkt:

- Zeitliche Diskretisierung,
- Räumliche Diskretisierung,
- Komplexität und Datenbedarf,
- Verfügbarkeit, Dokumentation, Erweiterbarkeit.

Wie in Kapitel 2.3 dargestellt, ist zur Erfassung von Einzelereignissen und deren zeitlicher Dynamik (hydraulisch und stofflich) sowohl für den ruralen, insbesondere aber für den urbanen Bereich, eine zeitliche Diskretisierung im Minutenbereich notwendig [Berndtsson und Niemczynowicz, 1988; Verworn, 1999]. Für das integrierte Modellsystem wird daher eine zeitliche Diskretisierung von $\Delta t \leq 5 \text{ min}$ als notwendig angesehen.

Bezüglich der räumlichen Diskretisierung muss das Modellsystem in der Lage sein, die maßgeblichen Strukturen mit ausreichender Genauigkeit abbilden zu können. Hierzu zählt im urbanen Bereich neben den Abflussbildungsprozessen auf der Oberfläche von Gebieten mit Trenn- und Mischkanalisation auch der Transport in der Kanalisation. Zur korrekten Beschreibung des Systemverhaltens sind Module für Sammler, Verzweigungen, Regenüberläufe und

Becken notwendig. Zusätzlich ist ein Modul zur modelltechnischen Abbildung der Kläranlage erforderlich. Im Bereich der ruralen Gebiete ist sowohl zur Beschreibung der Abflussprozesse als auch zur Ermittlung von diffusen Stoffeinträgen eine räumlich detaillierte Erfassung der im Einzugsgebiet vorhandenen Landnutzungsarten und Bodentypen sowie deren Überlagerung notwendig. Darüber hinaus sind wichtige topographische Bedingungen wie Hangneigung und Versiegelungsgrad von Bedeutung.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Komplexität der Teilmodelle bzw. Modellansätze und der dafür notwendige Datenbedarf. Insbesondere bei der integrierten Modellierung ist darauf zu achten, dass die einzelnen Teilkomponenten nicht komplexer als notwendig sind und bezüglich der Komplexitätsstufe zueinander passen [Rauch u. a., 1998].

Bergström wies 1991 darauf hin, dass es aus wissenschaftlicher Sicht zwar häufig befriedigender sei, komplexe Modelle zu entwerfen, die Qualität der Ergebnisse aber häufig im Vergleich zu einfacheren Modellansätzen nicht verbessert werden kann. Bei der Modellentwicklung sei daher immer mit möglichst einfachen Ansätzen zu beginnen und komplexere seien nur zu implementieren, wenn eine klare Verbesserung der Modellergebnisse zu beobachten sei. Eine von Bergström [1991] genannte Einschränkung hinsichtlich komplexer physikalischer Modelle ist die Begrenzung der Ergebnisqualität durch die Qualität der Eingangsdaten, bei der Abflussmodellierung insbesondere Niederschlag und Verdunstung sowie Landnutzung, Topographie und Bodenaufbau. Diese Begrenzungen sind auch heute noch gültig. Martin [1996] wies darauf hin, dass die Ergebnisse komplexer Modelle häufig darauf hindeuten, dass die Verwendung einfacherer Ansätze besser gewesen wäre. Fenicia u. a. [2008] schlagen daher eine der Datenlagen angepasste adaptive Entwicklung der Modellkomplexität vor.

Ein im Rahmen der Kopplung von Modellen entscheidendes Auswahlkriterium ist die Verfügbarkeit der gewählten Modelle. Neben einer guten Dokumentation der Modellstruktur und der implementierten Ansätze ist die Verfügbarkeit des Quellcodes für eine Kopplung der Modelle und eventuell notwendige Erweiterungen oder Entwicklungen unabdingbar. Die immense Wichtigkeit dieser beiden Kriterien wurde in den durchgeführten Voruntersuchungen unterstrichen [Bach, 2005; Bach und Ostrowski, 2007].

Insbesondere aufgrund des letzten Kriteriums zur Wahl der Ausgangsmodelle für ein integriertes

Modellsystem fiel die Wahl auf die am Fachgebiet ihwb vorhandenen Modelle **BLUEM.SIM_U** und **BLUEM.SIM_{R,C}**. **BLUEM.SIM_U** ist ein urbanhydrologisches Schmutzfrachtmodell. **BLUEM.SIM_{R,C}** ist ein physikalisch basiertes, räumlich detailliertes Niederschlags-Abfluss-Modell. Neben dem Zugriff auf den Quellcode, der guten Dokumentation und der langjährigen Erfahrung am ihwb bezüglich der Modellentwicklung erfüllen beide Modelle auch die anderen drei genannten Kriterien.

Im weiteren Verlauf dieses Kapitels werden die beiden Modelle näher beschrieben. Zur Integration in ein Gesamtmodellsystem notwendige Überarbeitungen, Veränderungen und Erweiterungen werden aufgezeigt und deren Entwicklung wird beschrieben.

4.1 Urbanisierte Gebiete (**BLUEM.SIM_U**)

BLUEM.SIM_U ist aus dem urbanhydrologischen Schmutzfrachtmodell **SMUSI** hervorgegangen. Wesentliche Änderung im Vergleich zu **SMUSI** ist die Umstellung des Compilers von Lahey- zu Intel-Fortran. Durch die unterschiedliche Präzision in der Betrachtung der Fließkommazahlen können sich durch die Umstellung des Compilers zwischen **SMUSI** und **BLUEM.SIM_U** bei gleichen Datensätzen unterschiedliche Ergebnisse ergeben. Eine ausführliche Modelldokumentation findet sich in Ostrowski u. a. [2007c] und Ostrowski u. a. [2007d], eine kurze Erläuterung der Module und Ansätze des Modells findet sich im Folgenden.

BLUEM.SIM_U ist ein flächendetailliertes Langzeitsimulationsmodell. Kanalisierte Flächen des Misch- und Trennsystems werden auf Basis von Teileinzugsgebieten abgebildet, für welche die Abflussbildung und -konzentration berechnet werden. Zur Abbildung der Transport- und Speichervorgänge stehen neben Modulen für Sammler verschiedene Module zur Abbildung der Sonderbauwerke (Verzweigungen, Regenüberläufe, Regenrückhaltebecken) und zur weitergehenden Mischwasserbehandlung (Bodenfilter, Siebe, Versickerungsbecken, Abwasserteiche, hydrodynamische Abscheider, Brauchwassernutzungsanlagen [Mehler, 2000]) zur Verfügung. Darüber hinaus ist ein Modul für die Kläranlage implementiert. Abbildung 4.1 zeigt die schematische Systemstruktur und Verknüpfung der einzelnen Module in **BLUEM.SIM_U**.

Nachfolgend werden die einzelnen Module kurz näher erläutert.

4.1.1 Kanalisierte Flächen

Die kanalisiert Flächen werden unter anderem über eine Neigungsgruppe gemäß ATV [1999], den

Versiegelungsgrad, die Jahresverdunstungshöhe, die Einwohnerzahl und einen Trockenwettergang parametrisiert.

Zur Berechnung der Abflussbildung werden vom Gesamtniederschlag die Verdunstung sowie Benetzungs- und Muldenverluste abgezogen. Es kommt ein Verdunstungsgang nach Brandt [1979] zum Einsatz, mit dem die eingegebene Jahresverdunstungshöhe belegt wird. Der Benetzungsverlust wird konstant mit 0,5 mm festgelegt, während die Muldenverluste abhängig von der Neigungsgruppe des Teileinzugsgebietes zwischen 0,5 und 1,5 mm schwanken. Der Trockenwettergang einer Fläche setzt sich aus dem häuslichen und gewerblichen Abwasser sowie einem Fremdwasseranteil zusammen. Die angegebene Einwohnerzahl bestimmt die Menge des häuslichen Abwassers. Schwankungen können über die Angabe von Jahres- und/oder Tagesgängen berücksichtigt werden.

Die Abflusskonzentration erfolgt über zwei parallele Speicherkaskaden mit jeweils drei Speichern, ein für bebaute Flächen bewährter Ansatz [Euler, 1978; Wackermann, 1981]. Eine Kaskade steht für die schnell entwässernden Flächenanteile, die zweite berücksichtigt die langsam entwässernden Flächenanteile. Bei der Berechnung der Speicherkonstanten gehen die Neigungsgruppe sowie die längste Fließzeit ein, alternativ können diese auch eingegeben werden. Die Aufteilung auf die schnelle und langsame Kaskade wird über einen Aufteilungsfaktor beschrieben, der programmintern in Abhängigkeit von der Größe des Teileinzugsgebietes bestimmt wird. Die Entwässerung erfolgt entweder im Misch- oder Trennverfahren.

BLUEM.SIM_U berücksichtigt derzeit sechs Stoffgruppen zur Beschreibung der Verschmutzung des Wassers. Diese sind die abfiltrierbaren Stoffe (AFS), der biologische Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (BSB₅), der chemische Sauerstoffbedarf (CSB), organisch gebundener Kohlenstoff (TOC), Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) und Phosphat-Phosphor (PO₄-P).

Das Schmutzwasser (häuslicher und gewerblicher Trockenwetterabfluss) wird mit Verschmutzungskonzentrationen für die sechs Stoffgruppen belegt. Hierbei werden Faktoren wie Gebietsart, Flächennutzung, Einwohnerdichte und Verkehrsaufkommen berücksichtigt. Die Konzentrationen können darüber hinaus Jahres-, Wochen- und Tagesgänge aufweisen.

Die Verschmutzung des Regenwassers wird über Stoffpotentiale für die sechs Stoffgruppen abgebildet. Es wird ein jährliches Stoffpotential definiert, dass vom Regen abgespült wird. Da dieses teileinzugsgebietsbezogen definiert wird ergeben sich flächenspezifische Verschmutzungskonzentrationen.

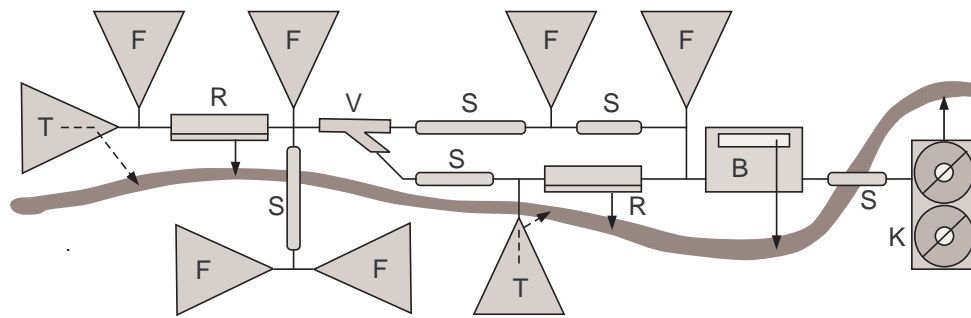


Abbildung 4.1: Modelltechnische Systemstruktur urbaner Gebiete in **BLUEM.SIM_U** (F = kanalisierte Fläche, T = Trenngebiet, S = Sammler, V = Verzweigung, R = Regenüberlauf, B = Regenrückhaltebecken, K = Kläranlage). Aus Klawitter [2006].

Abfluss und Stoffkonzentrationen werden für jedes urbane Teileinzugsgebiet zeitgerecht überlagert und in den entsprechenden Kanalstrang eingetragen. Hierbei wird für die Berechnung der Stoffkonzentrationen eine vollständige Durchmischung angesetzt.

4.1.2 Sammler

Der Abflussprozess in den Kanalsträngen der Siedlungsentwässerung wird mit einem Modul für Sammler abgebildet. Zur Berechnung der Translation und Retention der Abflusswelle stehen drei Verfahren zur Verfügung. Die einfachste Methode ist eine reine Translation der Welle. Realistischer ist die Abbildung der Wellenverformung mittels eines an das hydrologische Verfahren von Kalinin-Miljukow [Rosemann und Vedral, 1970] angelehnten Näherungsverfahrens. Die hierfür notwendigen Parameter (charakteristische Länge, Retentionskonstante) werden nach Euler [1983] automatisch aus der Rohrgeometrie und Materialkenngrößen bestimmt. Es stehen verschiedene vorgegebene Rohrgeometrien zur Verfügung, weiterhin können freie Geometrien definiert werden. Alternativ zum Ansatz nach Kalinin-Miljukow kann auch eine nichtlineare Speicherkaskade nach Ostrowski [1992] zum Einsatz kommen. Darüber hinaus ist eine vereinfachte Berücksichtigung von Rückstauwirkungen implementiert. Hierbei wird unter Annahme eines horizontalen Wasserspiegels (statischer Rückstaukeil) das bis zur Höhe der Entlastungsschwelle in den oberhalb liegenden Sammlern aktivierbare Volumen bestimmt und dem jeweiligen Beckenvolumen (siehe Kapitel 4.1.3) hinzugeschlagen. Engel [1994], Mehler [2000] und Ostrowski u. a. [2002] wiesen nach, dass die mit diesem Näherungsverfahren berechneten Entlastungsmengen mit Ergebnissen hydrodynamischer Ansätze gut übereinstimmen.

An jedem Zulauf zu einem Kanalstrang (Sammler) werden die Abflüsse und Stofffrachten der Zuläufe aus Regen- und Trockenwetterabfluss sowie eventueller Einzeleinleiter zeitgerecht überlagert. Über eine vollständige Mischungsrechnung wird die resultierende zeitlich veränderliche Konzentration des Abflusses bestimmt. Innerhalb der Kanalstränge werden keine Stoffreaktionen berücksichtigt, der Stofftransport erfolgt rein advektiv. Die Durchmischung der unterschiedlichen Abflussanteile sowie die Retentionsprozesse führen trotz der unberücksichtigten Reaktionskinetik der Stoffe zu erheblichen zeitlichen Gradienten in den Stoffkonzentrationen.

4.1.3 Aufteilungs- und Speicherbauwerke

Zu den **Aufteilungsbauwerken** zählen Verzweigungen und Regenüberläufe. Sie teilen die zufließende Welle auf, haben aber keine Speichervolumen. Verzweigungen verteilen den Abfluss auf mehrere Sammler. Regenüberläufe entlasten einen Teil des Zuflusses in den Gewässerkörper.

Zur Berechnung der Aufteilung stehen die Schwellwertmethode, die Eingabe einer Kennlinie oder die automatische Kennlinienberechnung zur Verfügung. Bei der Schwellwertmethode wird ab einem definierten Abfluss Q_{krit} der zweite Ablauf bzw. die Entlastung aktiviert. Für die Verwendung der Option Kennlinie muss eine Wertetabelle für den Zufluss und den ersten Ablauf bzw. die Drossel des Regenüberlaufes angegeben werden. Alternativ kann die Kennlinie bei einfachen geometrischen Verhältnissen in Anlehnung an ATV [1994] automatisiert bestimmt werden. Der Drosselabfluss wird hierbei nach Prandtl-Colebrook bestimmt. Die Lösung der Volumenbilanz erfolgt iterativ oder mit dem nichtlinearen Speicherbaustein nach Ostrowski [1992]. Bezüglich der Stoffgruppen wird, wie auch in den Sammlern, von einer vollständigen

Durchmischung ausgegangen. Alle Zu- und Abflüsse weisen daher eine identische Konzentration auf.

Zu den sogenannten **Speicherbauwerken** der Siedlungsentwässerung zählen Durchlaufbecken, Fangbecken, Regenrückhaltebecken im Haupt- und Nebenschluss sowie Stauraumkanäle mit unten- oder obenliegender Entlastung.

Für die Abflussberechnung der Speicherbauwerke stehen das Schwellwertprinzip, die Eingabe von Kennlinien sowie eine automatisierte Kennlinienberechnung zur Verfügung. Bei der Verwendung des Schwellwertprinzips wird der Abfluss über definierte Grenzwerte in Drosselabfluss, Speicherung und Entlastung aufgeteilt. Es wird eine Trennschärfe von 1 angesetzt, daher ist diese Berechnungsoption als einfaches Näherungsverfahren zu bezeichnen. Bei der automatisierten Kennlinienberechnung wird, wie bei den Aufteilungsbauwerken, aus geometrischen Daten der Drosselabfluss nach Prandtl-Colebrook und der Entlastungsabfluss mit der Überfallformel nach Poleni bestimmt. Die Lösung der Volumenbilanz bei der Verwendung von Kennlinien erfolgt analog zu den Aufteilungsbauwerken iterativ oder mittels des nichtlinearen Speicherbausteins [Ostrowski, 1992].

In den Speicherbauwerken wird eine Absetzwirkung der Stoffgruppen berücksichtigt. Hierzu stehen vier Absetzwirkungsklassen (keine, schlecht, mittel, gut) zur Verfügung. Vor Fang- und Durchlaufbecken angeordnete Beckenüberläufe entlasten mit der Zulaufkonzentration aus dem oberhalb liegenden Sammlerstrang. Ein Teil der zulaufenden Schmutzfracht wird im Speicherbauwerk abgesetzt (Schlamm-speicher), für den restlichen Anteil wird wieder eine vollständige Durchmischung angenommen. Hierbei ist für die vier Absetzklassen der abfiltrierbaren Stoffe ein Prozentsatz anzugeben. Für die übrigen fünf Stoffgruppen wird eine prozentuale Bindung an die AFS angenommen. Der Schlamm-speicher ist lediglich bei Becken im Hauptschluss begrenzt. Wird das definierte Volumen überschritten, werden die Stoffkonzentrationen im Kläranlagenablauf erhöht. Das Leerlaufen der Speicherbauwerke erfolgt zunächst mit der durchmischten Konzentration, bei 25 % Beckeninhalt wird der Schlamm-speicher aufgelöst, die Stofffrachten werden mit dem verbliebenen Beckenvolumen und dessen Konzentration vollständig durchmischt, was zu einem sprunghaften Anstieg der Konzentrationen führt.

4.1.4 Weitergehende Mischwasserbehandlung

Die Maßnahmen der weitergehenden Mischwasserbehandlung kommen verhältnismäßig selten zur Anwendung. Im Rahmen dieser Arbeit sind sie von untergeordneter Bedeutung. Bei Bedarf sei auf Ostrow-

ski u. a. [2007c] und Ostrowski u. a. [2007d] verwiesen.

4.1.5 Kläranlage

Die Kläranlage wird nicht detailliert abgebildet, wie z. B. in Rauch und Harremoës [1996], Wensen [2001] oder Krebs [2003] beschrieben oder von Erbe u. a. [2002] umgesetzt. Die dynamischen Ansätze erfordern umfangreiche Daten zum Kläranlagenbetrieb, die häufig nicht vorliegen und sind rechenzeintensiv. Sowohl bezüglich der hydraulischen Belastung als auch bezüglich der eingetragenen Stoffmengen aus Kläranlagen sind im Rahmen einer integrierten Modellierung die sich bei dynamischer Kläranlagensimulation ergebenden erhöhten Abflusswerte und Stoffkonzentrationen von untergeordneter Bedeutung. Bezüglich der hydraulischen Belastung dominieren bei Niederschlagsereignissen die Entlastungen aus dem Kanalsystem den erhöhten Kläranlagenabfluss. Dies gilt auch für die eingetragenen Stoffmengen, insbesondere, da die aus Kläranlagen eingetragene CSB-Fracht überwiegend als inert betrachtet werden kann. Aus den genannten Gründen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine vereinfachte Abbildung der Kläranlage gewählt, die auch von Heusch u. a. [2010] für integrierte Modellierungsaufgaben als zielführend angesehen wird. Eine Optimierung des Kläranlagenbetriebs und die dadurch mögliche erhöhte Beschickung der Anlage im Niederschlagsfall zur Entlastung des Kanalnetzes ist damit nicht möglich.

Die Aufenthaltszeit des Wassers in der Kläranlage und deren Retentionswirkung wird über einen Einzellinearspeicher abgebildet:

$$\frac{dV_{KLA}}{dt} = Q_Z - \frac{V_{KLA}}{k_{KLA}} \quad [\text{m}^3/\text{s}] \quad (4.1)$$

Der Abfluss der Kläranlage wird somit abhängig vom Zufluss aus der Kanalisation und der Speicherkonstante k_{KLA} beschrieben.

Für die betrachteten Stoffgruppen können zur Abbildung der Reinigungsleistung der Kläranlage feste Ablaufkonzentrationen definiert werden. Die Abbildung der reduzierten Reinigungsleistung bei erhöhtem Mischwasserzufluss kann über Erhöhungsfaktoren berücksichtigt werden. Abhängig vom Verhältnis zwischen Regenwasser- und Trockenwetterzufluss zur Kläranlage werden die für den Trockenwetterzufluss definierten Ablaufkonzentrationen im Regenfall erhöht. Entsprechend der hydraulischen Retention werden auch die Stoffkonzentrationen verzögert am Kläranlagenablauf erhöht.

Die beschriebenen Ansätze bezüglich der hydraulischen und stofflichen Modellierung ermöglichen die

Berücksichtigung der maßgeblichen Effekte (Erhöhung von Abfluss und Stoffkonzentrationen) bei einer wesentlich geringeren Rechenzeit als im Rahmen einer detaillierten Kläranlagensimulation.

4.2 Rurale Gebiete (**BLUEM.SIM_R**)

BLUEM.SIM_R ist aus dem Niederschlags-Abfluss-Modell TALSIM [ihwb, 2000; Müller und Kraft, 2001] hervorgegangen. Aufgrund vielfältiger Änderungen, Verbesserungen und Weiterentwicklungen unterscheiden sich die beiden Modelle aber wesentlich stärker als **BLUEM.SIM_U** von **SMUSI**. Eine aktuelle Dokumentation findet sich in Bach u. a. [2009] und ihwb [2010].

BLUEM.SIM_R ist ein physikalisch basiertes, konzeptionelles Niederschlags-Abfluss-Modell zur Langzeitsimulation ruraler Gebiete. Das Modell umfasst Module zur Simulation von

- ruralen Flächen,
- Speicherbauwerken (Hochwasserrückhaltebecken, Talsperren),
- Einleitungen und Verbrauchern sowie
- Verzweigungen.

Abbildung 4.2 zeigt die schematische Systemstruktur und Verknüpfung der einzelnen Module in **BLUEM.SIM_R**.

Im Folgenden wird die topographische Analyse eines ruralen Einzugsgebietes zur Ableitung der Systemstruktur erläutert. Danach werden die Module für Speicherbauwerke, Einleiter, Verbraucher und Verzweigungen kurz beschrieben. Die Berechnungsansätze zur Abflussbildung und -transformation und die vorgenommenen Verbesserungen und Erweiterungen werden in Kapitel 4.2.4 näher beschrieben, die Erweiterung zur Bestimmung von diffusen Stoffeinträgen erfolgt in Kapitel 4.3. Auf die Berechnung der Transformations- und Retentionsprozesse im Gewässerkörper sowie der dort im Rahmen der Gütemodellierung implementierten stofflichen Prozesse wird im Kapitel 4.4 gesondert eingegangen.

4.2.1 Topographische Analyse

Die topographische Analyse eines Einzugsgebietes dient der Überführung der natürlichen Gegebenheiten in die Systemstruktur des Modells. Die Analyse erfordert die Bestimmung der Fließwege im Einzugsgebiet und des Verlaufs der Gewässerkörper. Darüber hinaus erfolgt die Unterteilung des Gesamteinzugsgebietes in mehrere Teileinzugsgebiete. Bei der

Aufteilung in Teileinzugsgebiete sind Änderungen in Geometrie des Fließgewässers, wichtige Strukturen im Einzugsgebiet (z. B. Speicherbauwerke oder Einleitungen/ Verbraucher) sowie für die Fragestellung wichtige Punkte im Einzugsgebiet von Bedeutung. Zur Berücksichtigung der unterschiedlichen Landnutzungs- und Bodenverhältnisse sowie des Gefälles kann ein Teileinzugsgebiet noch weiter in beliebig viele Elementarflächen unterteilt werden. Dabei handelt es sich um sogenannte hydrologisch ähnliche Flächen. Die möglichen Kombinationsmöglichkeiten aus Landnutzung, Bodentyp und Gefälle sind modelltechnisch unbegrenzt, sodass der gewünschte Detaillierungsgrad der Abbildung der realen Welt beliebig gewählt werden kann.

4.2.2 Speicherbauwerke

Zu den Speicherbauwerken zählen Hochwasserrückhaltebecken oder Talsperren (mit oder ohne Wasserkraftnutzung). Zur modelltechnischen Abbildung der Speicherbauwerke können beliebige funktionale Zusammenhänge zwischen Speicherinhalt, Zulauf, Abgaben und anderen Systemzuständen definiert werden. Bei der Definition der Funktionen kann auch auf die Systemzustände beliebiger anderer Elemente des Modells zurückgegriffen werden. Es lassen sich damit auch Verbundsteuerungen von Speichersystemen modelltechnisch abbilden [Lohr, 2001].

Die zur Beschreibung der Betriebsregeln benutzten funktionalen Beziehungen werden in Form von Stützstellen definiert, aus deren Verbindung sich der Kurvenverlauf ergibt. Die Lösung erfolgt mit einem nichtlinearen Speicherbaustein [Ostrowski u. a., 1999; Bach u. a., 2010].

4.2.3 Einleiter, Verbraucher, Verzweigungen

Über **Einleitungen** können nichtmodellerte, also gemessene oder extern generierte Belastungen in das System integriert werden. Es können hierbei externe Zeitreihen importiert werden oder der Verlauf kann über einen Mittelwert und dessen Überlagerung mit Monats-, Wochen- und/oder Tagesgängen zusammengesetzt werden.

Das Modul für **Verbraucher** dient zur Berücksichtigung von Wasserverbrauchern, wie z. B. Wasserwerke oder industrielle Anlagen. Neben dem Entzug von Wasser kann das Modul das verwendete Wasser auch mit einer Zeitverzögerung wieder an das Gewässer abgeben. Ebenso wie bei den Einleitungen kann der Verbrauch über externe Zeitreihen oder sich wiederholenden Ganglinien abgebildet werden.

Aufteilungen des Gewässerverlaufes in mehrere Stränge können mit dem Modul **Verzweigungen** be-

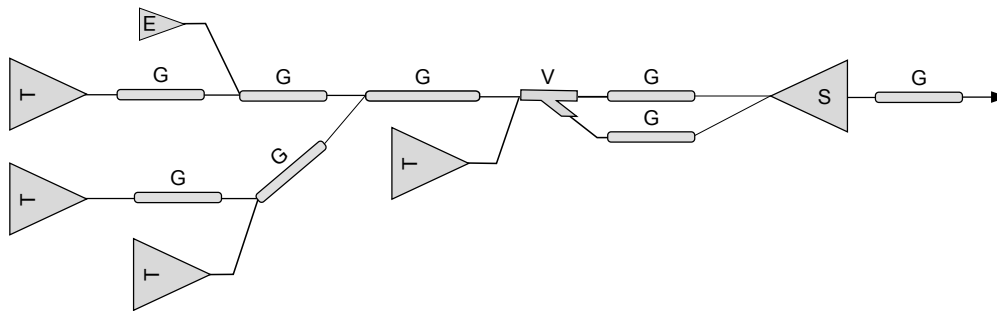


Abbildung 4.2: Modelltechnische Systemstruktur ruraler Gebiete in BLUEM.SIM_R (T = Teileinzugsgebiet, G = Gewässerabschnitt, E = Einleitung, V = Verzweigung, S = Speicherbauwerk).

rücksichtigt werden. Die Berechnung erfolgt identisch zu den in Kapitel 4.1.3 beschriebenen Verzweigungen im Kanalnetz. Darüber hinaus bietet das Modul für rurale Gebiete noch eine prozentuale Aufteilung der Abflüsse als Option.

4.2.4 Rurale Flächen (Abfluss)

Die Simulation ruraler Flächen erfolgt in drei Schritten. Aus den klimatologischen Randbedingungen wird die Belastungsbildung bestimmt. Danach folgen die Belastungsaufteilung sowie die Abflusskonzentration.

Wie bereits beschrieben, wird das Gesamteinzugsgebiet in mehrere Teileinzugsgebiete unterteilt. Die unterschiedlichen Landnutzungen, Bodenarten und das unterschiedliche Gefälle innerhalb eines Teileinzugsgebietes wird mit hydrologisch ähnlichen Flächen (Hydrotopflächen), den sogenannten Elementarflächen (EFL) abgebildet. Abbildung 4.3 zeigt die Unterteilung eines Teileinzugsgebietes in Elementarflächen. Diese stellen die kleinste modelltechnische Einheit dar und repräsentieren eine einmalige Kombination aus einer Landnutzungsart, einem Bodentyp und einem Gefälle. Die Lage der Elementarflächen innerhalb eines Teileinzugsgebietes wird dabei nicht mehr unterschieden, sodass die Abflussvolumina aller Elementarflächen am Ende des Teileinzugsgebietes angesetzt werden. Die Berechnung der zeitlichen Verzögerung (Abflusskonzentration) erfolgt somit für alle Elementarflächen eines Teileinzugsgebietes gemeinsam, während die Prozesse der Belastungsbildung und Belastungsaufteilung auf Elementarflächenbasis erfolgen.

Für die Berechnung der Belastungsaufteilung und Abflussbildung stehen das Abflussbeiwertverfahren, das SCS-Verfahren [SCS, 1972] und eine detaillierte Bodenfeuchtesimulation zur Verfügung. Darüber hinaus wurde im Rahmen der Arbeit die Option implementiert, für jedes Teileinzugsgebiet eine konstante Abflussspende anzugeben. Aufgrund der großen Be-

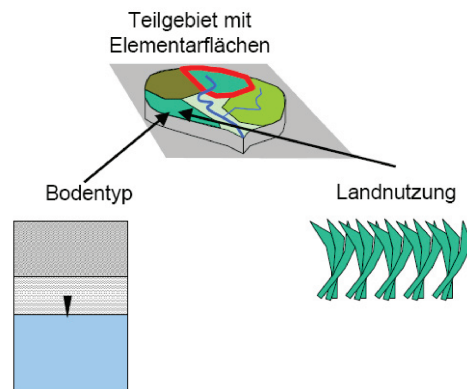


Abbildung 4.3: Aufteilung eines Teileinzugsgebietes in Elementarflächen und Zuordnung von Bodentyp und Landnutzung. Aus ihwb [2010].

deutung einer realistischen Berechnung der Abflussvolumina und deren Aufteilung auf die unterschiedlichen Transportarten (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss) wird im Rahmen dieser Arbeit nachfolgend detailliert die Bodenfeuchtesimulation beschrieben. Die Belastungsbildung erfolgt für alle drei Verfahren der Belastungsaufteilung und Abflussbildung identisch.

4.2.4.1 Belastungsbildung

Die wichtigste Eingangsgröße in der Niederschlags-Abfluss-Modellierung ist der Niederschlag. Der Niederschlag wird dem Modell über externe Zeitreihen zur Verfügung gestellt. Hierbei können zur Berücksichtigung der räumlichen Variabilität jedem Teileinzugsgebiet unterschiedliche Zeitreihen zugewiesen werden.

Ebenso kann pro Teileinzugsgebiet eine Temperaturzeitreihe definiert werden. Alternativ kann auch eine konstante Temperatur angegeben werden. Die

Temperatur dient zur Unterscheidung, ob der Niederschlag als Regen oder Schnee auftritt. Bei Temperaturen unter einer festgelegten Grenztemperatur (Standard: 0 °C) wird der Niederschlag als Schneefall angenommen. Der Prozess der Schneeakkumulation sowie die potentielle Schmelzrate werden mit dem erweiterten Temperaturindexverfahren nach Knauf berechnet [Knauf, 1976, 1980]. Die Schneesetzung und -schmelze wird mit dem Schmelzsetzungsverfahren nach Bertle [1966] abgebildet.

Eine weitere wichtige klimatologische Größe ist die potentielle Verdunstung. Es kann entweder eine Zeitreihe mit Tagesschrittweite oder eine Jahresverdunstungssumme angegeben werden. Bei Angabe einer Jahresverdunstungssumme wird diese gemäß Brandt [1979] in Tageswerte aufgeteilt. Darüber hinaus werden die Tageswerte der potentiellen Verdunstung noch mit einem Tagesgang auf stündliche Werte umgerechnet.

Um im späteren Verlauf der Berechnung eine Anpassung der potentiellen Verdunstung an die verschiedenen Landnutzungsarten der Elementarflächen zu ermöglichen und somit die räumliche Verteilung der Verdunstung innerhalb eines Teileinzugsgebietes zu berücksichtigen, wird die Verdunstung als Grasreferenzverdunstung ET_0 nach Allen u. a. [1994] angegeben. Hierbei handelt es sich um die Verdunstung einer ausreichend mit Wasser versorgten Grasfläche von 12 cm Höhe.

Die für das Teileinzugsgebiet angegebene Grasreferenzverdunstung ET_0 kann mit monatlichen, landnutzungsabhängigen Haude-Faktoren [Haude, 1958; DVWK, 1996] oder dem Verfahren nach Belmans [Belmans u. a., 1983] in die der jeweiligen Landnutzung entsprechende potentielle Verdunstung umgerechnet werden. Alternativ ist auch die Verwendung der Grasreferenzverdunstung möglich.

Werte für Haudefaktoren finden sich in Dommert und Trampf [1990, 1991, 1992], Löpmeier [1994], DVWK [1996], Lempert [2000], Häckel [2008], die Anpassung erfolgt nach Gleichung 4.2.

$$ET_{pot} = ET_0 \cdot \frac{f_{HAUDE, Bewuchs}}{f_{HAUDE, Gras}} \quad (4.2)$$

Beim Verfahren nach Belmans u. a. [1983] erfolgt die Anpassung über den Blattflächenindex (BFI) des Bewuchses nach Gleichung 4.3.

$$ET_{pot} = ET_0 \cdot e^{-0.6 \cdot BFI} \quad (4.3)$$

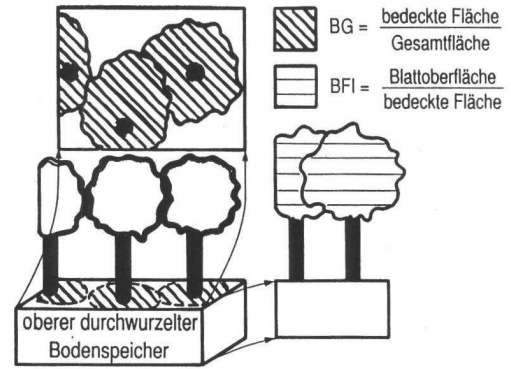


Abbildung 4.4: Definition des Blattflächenindex und des Bedeckungsgrades. Aus Ostrowski u. a. [2009].

4.2.4.2 Landnutzung und Interzeption

Die Landnutzung wird maßgeblich von der auf der Elementarfläche wachsenden Vegetation charakterisiert. Wesentliche Kenngrößen der Landnutzung sind der Bedeckungsgrad (BG) und der Blattflächenindex (BFI), die bei der Berechnung der Interzeption eine maßgebliche Rolle spielen. Ein weiterer wichtiger Kennwert der Vegetation ist die Durchwurzelungstiefe, die bei der Berechnung der Transpiration (vgl. Kapitel 4.2.4.3) von Bedeutung ist.

Sowohl der Bedeckungsgrad als auch der Blattflächenindex können mit einem Jahresgang als Multiplikator belegt werden, um saisonale Änderungen des Bewuchses zu berücksichtigen. Auf diesem Wege können beispielsweise die jahreszeitlichen Veränderungen eines Laubwaldes oder das Getreidewachstum von der Aussaat bis zur Ernte auf landwirtschaftlichen Flächen realistisch berücksichtigt werden.

Abbildung 4.4 zeigt die in BLUEM.SIM_R gültige Definition des Blattflächenindex und des Bedeckungsgrades. Werte für verschiedene Vegetationsarten finden sich in Scurlock u. a. [2001], Bremicker [2000], Breuer und Frede [2003] und Bremicker u. a. [2005].

Da für jede Elementarfläche nur eine Landnutzung und damit Vegetation angegeben werden kann, erlaubt der Bedeckungsgrad die Berücksichtigung von Verhältnissen, bei denen die Vegetation nicht die gesamte Elementarfläche bedeckt (vgl. Abbildung 4.4).

Die maßgeblich vom Bedeckungsgrad und dem Blattflächenindex abhängige Interzeption beschreibt die Speicherung von Niederschlagswasser auf der Oberfläche des Bewuchses. Die erwähnte Berücksichtigung des Aggregatzustandes des Niederschlages wird bei der Berechnung der Interzeption nicht durchgeführt. Die Bestimmung der maximalen Interzeptionskapazität (IZ_{max}) erfolgt nach dem em-

pirischen Ansatz von von Hoyningen-Huene [1983]. Obwohl Gleichung 4.4 von von Hoyningen-Huene [1983] nur für landwirtschaftliche Bestände entwickelt wurde, wird sie in **BLUEM.SIM_R** auch für alle andere Vegetationsarten verwendet.

$$IZ_{max} = 0,935 + 0,498 \cdot BFI - 0,00575 \cdot BFI^2 [\text{mm}] \quad (4.4)$$

Die Interzeption und deren erneute Verdunstung werden über einen Speicheransatz abgebildet. Der Interzeptionsspeicher (IZ) wird durch den auf den Bewuchs fallenden Niederschlag N_{veg} aufgefüllt (so weit dieser nicht abtropft (N_{ab})) und durch die Interzeptionsverdunstung E_{IZ} entleert (Gleichung 4.5).

$$\frac{dIZ_{akt}}{dt} = N_{veg} - N_{ab} - E_{IZ} \quad (4.5)$$

Der auf die Elementarfläche auftreffende Niederschlag wird in Abhängigkeit vom Bedeckungsgrad in einen durchfallenden Niederschlag N_{du} und den auf die Vegetation fallenden Niederschlag N_{veg} aufgeteilt. Die Differenz zwischen dem Vegetationsniederschlag und dem abtropfenden Niederschlag wird als lineare Funktion des freien Interzeptionsspeichers beschrieben. Der Parameter k_{IZ} dient zur Beschreibung der Auffüllrate des Interzeptionsspeichers [1/h].

$$N_{veg} - N_{ab} = k_{IZ} \cdot (IZ_{max} - IZ_{akt}) \quad (4.6)$$

Durch Einsetzen von Gleichung 4.6 in die Speichergleichung des Interzeptionsspeichers 4.5 ergibt sich eine lineare Differentialgleichung zur Beschreibung des Interzeptionsprozesses:

$$\frac{dIZ_{akt}}{dt} = k_{IZ} \cdot (IZ_{max} - IZ_{akt}) - E_{IZ} \quad (4.7)$$

Die Verdunstungsrate aus dem Interzeptionsspeicher E_{IZ} wird bei vollständiger Bedeckung mit der potentiellen Rate angenommen (ET_{pot}). Die ermittelte Interzeptionsverdunstung wird von der potentiellen Verdunstung abgezogen, so dass für die weiteren Prozesse der Transpiration und Evaporation (siehe Kapitel 4.2.4.3) nur diese reduzierte potentielle Verdunstung zur Verfügung steht.

4.2.4.3 Bodenfeuchtesimulation

Kern der Abflussbildungsroutine ist die detaillierte nichtlineare Bodenfeuchtesimulation auf Basis von Ostrowski [1991a,b, 1992]. Als Boden wird der Naturkörper bezeichnet, der durch bodenbildende Pro-

zesse (Verwitterung und Mineralbildung, Zersetzung und Humifizierung, Gefügebildung und verschiedenen Stoffumlagerungen) aus einem Gestein entsteht [Scheffer und Schachtschabel, 2002]. Bodenhorizonte oder -schichten sind Lagen mit unterschiedlichen Eigenschaften, die entweder durch Bodenentwicklung oder Sedimentation entstanden sind [Scheffer und Schachtschabel, 2002]. In **BLUEM.SIM_R** werden beide Genesearten als Bodenschicht bezeichnet. Als Bodentyp wird die Zusammenfassung von Böden mit gleichen Merkmalen bezeichnet.

Jeder Elementarfläche wird ein Bodentyp zugewiesen. Dieser Bodentyp kann aus maximal sechs Schichten aufgebaut sein. Jeder Schicht wird eine sogenannte Bodenart zugewiesen, die den von Scheffer und Schachtschabel [2002] definierten Bodenhorizonten oder -schichten entspricht. Die wichtigen Eigenschaften der Bodenarten können über verschiedene Kennwerte definiert werden. Hierzu zählen (vgl. Sponagel [2005] soweit nicht anders angegeben):

Trockenrohdichte (ρ_t): Bei 105 °C getrocknete Masse einer Bodenprobe in natürlicher Lagerung (meist als Stechzylinderprobe entnommen), bezogen auf ihr Volumen. Wird in g/cm³ oder kg/dm³ angegeben.

Effektive Lagerungsdichte (Ld): Abgeleitet aus der Trockenrohdichte und einem Summanden, der sich aus dem Tonanteil in Masse-% der Bodenprobe zusammensetzt.

$$Ld = \rho_t + 0,009 \cdot \text{Ton}(\%) \quad (4.8)$$

Luftkapazität (LK): Porenraum, der bei Feldkapazität ($pF < 1,8$) mit Luft erfüllt ist. Sie stellt ein Maß für die Versorgung der Pflanzenwurzeln mit Sauerstoff dar. Die Größe der Poren entscheidet darüber, ob und wie oft diese mit Luft und/oder Wasser gefüllt sind.

Feldkapazität (FK): Die Feldkapazität ist die Menge des Bodenwassers als Volumenanteil in % oder in mm Wassersäule, die in Poren mit Äquivalentdurchmesser $\leq 50 \mu m$ oder bei einer definierten Saugspannung von $pF \geq 1,8$ gebunden ist.

$$FK = nFK + \text{Totwasser} \quad (4.9)$$

Der Begriff stammt aus der Bewässerungstechnik und ist ein Maß für die Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft zu halten vermag. Hierbei wird unter Freilandbedingungen ein hydraulischer Gleichgewichtszustand angenommen. Da die Wasserspannung in gewachse-

nen Böden stark schwankt und u. a. vom aktuellen Wettergeschehen und von der Lage der Grundwasseroberfläche abhängt, wird für die praktische Anwendung ein Mittelwert von 60 hPA (pF 1,8) zugrunde gelegt. Dies ist die Grenze zwischen dem schnell beweglichen Sickerwasser und dem träge fließenden restlichem Bodenwasser.

Feldkapazität, nutzbar (nFK): Die nutzbare Feldkapazität ist die Menge des Bodenwassers in Volumen-% oder mm Wassersäule, die in Poren mit Äquivalentdurchmesser zwischen $50\ \mu\text{m}$ und $0,2\ \mu\text{m}$ oder bei einer definierten Saugspannung zwischen pF 1,8 und 4,2 gebunden ist. Sie berechnet sich aus der Differenz zwischen Feldkapazität und permanentem Welkepunkt.

$$\text{nFK} = \text{FK} - \text{WP} \quad (4.10)$$

Permanenter Welkepunkt (WP): Das bei Feldkapazität im Boden enthaltene Wasser ist nicht vollständig für die Pflanze nutzbar. Die aus pflanzenökologischen Untersuchungen resultierende Grenze des Wassergehaltes, ab der es den Pflanzenwurzeln in der Regel nicht mehr möglich ist, Bodenwasser aufzunehmen und bei dem die Pflanzen zu welken beginnen, wird als permanenter Welkepunkt bezeichnet und für alle Kulturpflanzen konventionell bei einem Matrixpotential von 1,5 MPa (pF 4,2) festgelegt. Das nicht mehr pflanzenverfügbare Wasser wird als Totwasseranteil bezeichnet, das mit dem Anteil der Tonfraktion des Bodens korreliert. Der vom Wassergehalt bei Feldkapazität abzuziehende Totwasseranteil eines Bodens definiert die pflanzenverfügbare Wassermenge, also die nutzbare Feldkapazität.

$$\text{WP} = \text{FK} - \text{nFK} \quad (4.11)$$

Gesamtporenvolumen (GPV): Das Gesamtporenvolumen beschreibt den Anteil der mit Luft bzw. Gas und/oder Wasser bzw. Bodenlösung gefüllten Poren (Bodenhohlräume) des Bodenkörpers.

$$\text{GPV} = \text{LK} + \text{FK} \quad (4.12)$$

Wasserleitfähigkeit (k_f): Die Durchflussmenge im Boden hängt von der Wasserleitfähigkeit der Bodenmatrix ab. Mit dem k_f -Wert werden alle Einflüsse erfasst, die der Boden auf die Bewegung des Wassers ausübt.

Kapillaraufstieg (Kap): Bezeichnet den Aufstieg von Wasser aus dem Grundwasser. Die kapillare Steighöhe ist von Bodenart, Lagerungsdichte und Sättigungsgrad des Bodens abhängig und entspricht der Distanz, die das Grund- oder Stauwasser bei gegebener Wasserspannung im Boden gegen die Schwerkraft überwinden kann. Die kapillare Aufstiegsrate ist die Wassermenge je Zeiteinheit, die aus dem Grund- oder Stauwasser durch Kapillarkräfte entgegen der Schwerkraft in den Wurzelraum nachgeliefert wird, meist bezogen auf eine gewählte Höhe in dm unter Geländeoberfläche.

Der Wert wird nach van Genuchten [1980] aus den mittleren pF-Kurven und den k_f -Werten bei mittlerer Trockenrohdichte der entsprechenden Bodenart für stationäre Strömung abgeleitet. Ihnen liegt ferner die Annahme einer Saugspannung an der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes zugrunde, die sich bei 70 % der nutzbaren Feldkapazität einstellt. Hystereseeffekte, die räumliche Variabilität der hydraulischen Parameter und örtliche Änderungen des Grundwasserflurabstandes durch das natürliche Relief, die den kapillaren Aufstieg entscheidend beeinflussen, wurden nicht berücksichtigt.

BLUEM.SIM_R berücksichtigt für jede Bodenart die Kenngrößen Welkepunkt, Feldkapazität, Gesamtporenvolumen, k_f -Wert, maximale Infiltrationsrate und maximale Kapillaraufstiegsrate. Möglichkeiten zur Berücksichtigung der Auswirkungen der übrigen Parameter auf diese Modellkenngrößen werden in Kapitel 4.5.2 beschrieben. Zur Begrenzung der Berechnungszeit wird jeder Bodentyp modellintern in eine Infiltrationsschicht, eine Durchwurzelungsschicht und eine Transportschicht unterteilt (vgl. Abbildung 4.5). Die Bodenprofilinformationen und die Modellkenngrößen werden für die drei Berechnungsschichten tiefengewichtet gemittelt.

Die Infiltrationsschicht beschreibt die Infiltrationsvorgänge im obersten Bodenhorizont und wird aufgrund der großen Bedeutung als eigene Schicht abgebildet. Die Tiefe der Infiltrationsschicht wird standardmäßig mit 20 cm angenommen. Die in der Landnutzung definierte Wurzeltiefe ergibt die untere Grenze der Durchwurzelungsschicht, sie ist von Landnutzung und Bodenart abhängig. An die Durchwurzelungsschicht schließt sich die Transportschicht an, deren Dicke sich aus der Differenz zwischen Gesamttiefe des definierten Bodentypes und der Durchwurzelungsschicht ergibt.

In jeder Berechnungsschicht werden dann prinzipiell die im Nachfolgenden näher beschriebenen Bodenfeuchteprozesse Infiltration, Perkolation, Interflow, Evaporation, Transpiration und Kapillarauf-

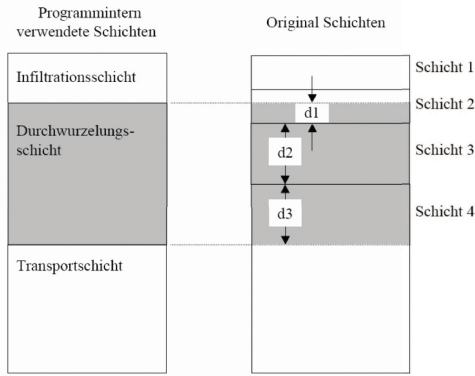


Abbildung 4.5: Zusammenfassung der Bodentypen auf ein Drei-Schicht-Modell. Aus ihwb [2010].

stieg je Zeitschritt berechnet (Gleichung 4.13). Die einzelnen Schichten werden als Speicher betrachtet, die Bodenfeuchteprozesse als nichtlineare Funktionen des Speicherinhaltes ($\theta(t)$) beschrieben. Diese basieren auf überarbeiteten und weiterentwickelten konzeptionellen, aber physikalisch begründeten Ansätzen nach Ostrowski [1982] und Ostrowski u. a. [1984].

$$\frac{d\theta(t)}{dt} = \text{Infil}(t) - \text{Perk}(t) - \text{Int}(t) - \text{Evap}_{akt}(t) - \text{Transp}_{akt}(t) + \text{Kap}(t) \quad (4.13)$$

Nicht alle Prozesse kommen in allen drei Bodenschichten zur Anwendung. Abbildung 4.6 zeigt eine Übersicht über das Drei-Schicht-Konzept und die in den unterschiedlichen Schichten aktivierten Prozesse.

4.2.4.3.1 Infiltration

Vom Gesamtniederschlag erreichen die Bodenoberfläche nach Abzug der Interzeption die Anteile des durchfallenden Niederschlages und des abtropfenden Niederschlages (vgl. Kapitel 4.2.4.2). Der Prozess der Infiltration (Inf) in den obersten Bodenhorizont (Infiltrationsschicht) wird in Anlehnung an Holtan [1961] abgebildet. Holtan [1961] beschrieb die Infiltrationsleistung in Abhängigkeit der Bodenfeuchte in der obersten Bodenschicht. Die Infiltration wird mit einer Verringerung der verfügbaren Speicherkapazität in der obersten Bodenschicht reduziert. In allgemeiner Form kann der Ansatz nach Holtan [1961] mit Gleichung 4.14 beschrieben werden. Hierin ist f die aktuelle Infiltrationskapazität, f_c die Endinfiltrationsrate, S die maximale Speicherkapazität der Bodenschicht und F die aktuelle Spei-

cherfüllung. a und n sind empirische Faktoren, die von der Bodenart und der Landnutzung abhängig sind [Skaggs u. a., 1969].

$$f = a \cdot (S - F)^n + f_c \quad (4.14)$$

Der ursprüngliche Ansatz nach Holtan [1961] (Gleichung 4.15) wird in **BLUEM.SIM_R** modifiziert zu Gleichung 4.17.

$$\begin{aligned} \text{Inf}(\theta(t)) &= a_v \cdot (\text{GPV} - \theta(t))^{1,4} + k_f \\ \theta(t) &= \text{Bodenfeuchte} \\ a_v &= \text{Bewuchsparameter } (0,1 - 1,0) \end{aligned} \quad (4.15)$$

Hierdurch wird berücksichtigt, dass bei einem sehr trockenen Boden die im Boden vorhandene Luft bei Niederschlag nicht entweichen kann und die maximale Infiltrationsrate dadurch limitiert wird. Sie steigt dann nicht weiter exponentiell an. Den Unterschied zwischen den beiden Ansätzen zeigt Abbildung 4.7. Es ist zu beachten, dass die Funktion die potentiell mögliche Infiltration beschreibt, die tatsächliche Infiltration wird durch den durchfallenden und abtropfenden Niederschlag beschränkt. Wasser, das nicht infiltrieren kann, wird zu Oberflächenabfluss.

4.2.4.3.2 Perkolation

Die Perkolation (Perk) beschreibt den vertikalen Wassertransport durch den Boden. Die in **BLUEM.SIM_R** implementierte Gleichung 4.18 erlaubt in Anlehnung an die Ansätze von Irmay [1954], Campbell [1974], Bear [1988] und Ostrowski [1992] eine nichtlineare Beschreibung des Perkulationsvorgangs zwischen den Bodenkennwerten Welkepunkt und Gesamtporenvolumen des Bodenfeuchtespektrums. Die Perkolation aus der letzten Schicht läuft in den Grundwasserspeicher (vgl. Kapitel 4.2.4.4).

4.2.4.3.3 Zwischenabfluss

Der Zwischenabfluss (Int) beschreibt im Gegensatz zur Perkolation die laterale Bewegung des Wassers im Boden. Der Zwischenabfluss ist die Wassermenge, die nicht über das Grundwasser sondern oberflächennah innerhalb weniger Tage ein Gewässer erreicht und z.B. das mehrtägige Ansteigen der Wasserstände im Fließgewässer nach stärkeren Niederschlägen bewirkt.

In Anlehnung an die Perkulationsfunktion wird der Zwischenabfluss gemäß Gleichung 4.19 ermittelt. Eine unterschiedliche hydraulische Leitfähigkeit für vertikale und laterale Prozesse wird derzeit nicht berücksichtigt. Über den Faktor f_{Int} ist die Er-

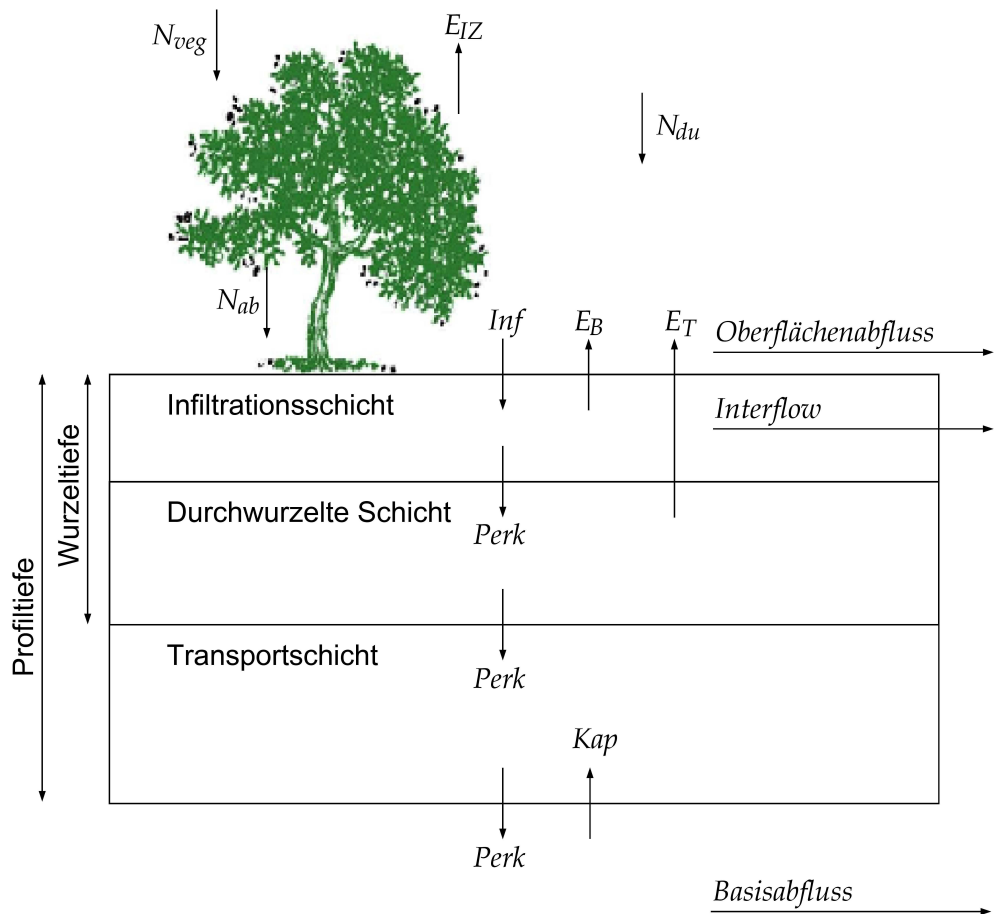


Abbildung 4.6: Übersicht Bodenfeuchtesimulation.

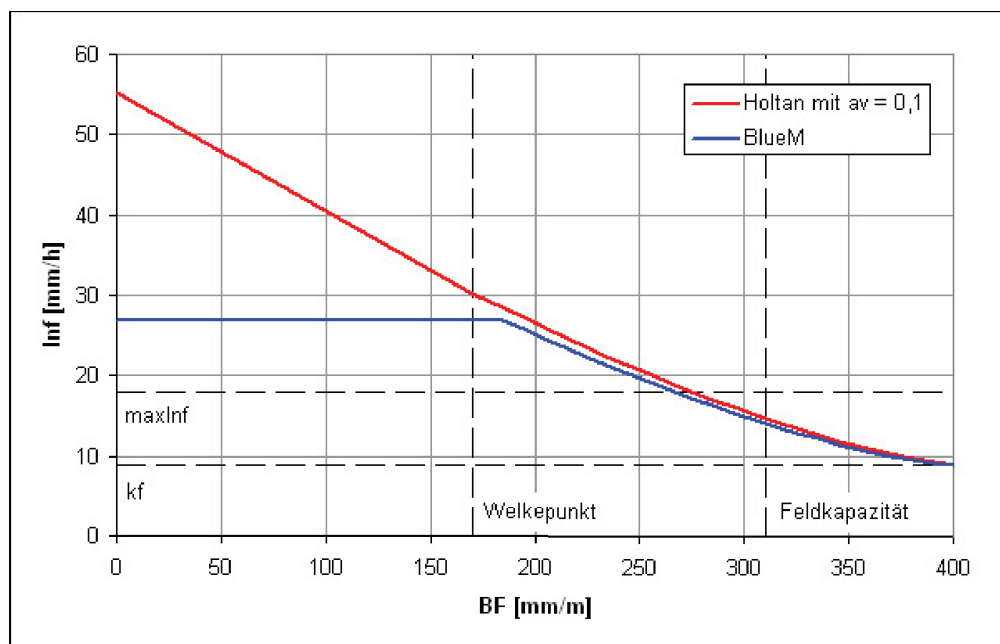


Abbildung 4.7: Unterschied zwischen Ansatz nach Holtan [1961] und Implementation in **BLUEM.SIM_R**. Aus ihwb [2010].

zeugung von Zwischenabfluss maßgeblich von der Gefälleneigung abhängig. Da jede Elementarfläche einen eigenen Gefällewert aufweist, werden topographische Unterschiede innerhalb eines Teileinzugsgebietes erfasst. Neben einem steilen Gefälle kann auch eine undurchlässige Bodenschicht zu einer Erhöhung des Zwischenabflusses führen. In diesem Fall kommt es zu einer Aufsättigung der Bodenfeuchte, was durch den von der Bodenfeuchte abhängigen Funktionsverlauf von Gleichung 4.19 zu einer Erhöhung des Zwischenabflusses führt. Derzeit wird in **BLUEM.SIM_R** nur in der obersten Bodenschicht Zwischenabfluss erzeugt.

4.2.4.3.4 Evaporation und Transpiration

Die Gesamtverdunstung (Evapotranspiration ET) einer Elementarfläche unterteilt sich in die Evaporation E_B und die Transpiration E_T . Bei der Evaporation handelt es sich um die Bodenverdunstung, die Transpiration beschreibt die Verdunstung der Pflanzen. Zur Evaporation zählt auch die Schneeverdunstung, welche allerdings nicht berücksichtigt wird. Die Evapotranspiration setzt sich also in **BLUEM.SIM_R** aus den folgenden Termen zusammen:

$$ET = E_{IZ} + E_B + E_T \quad (4.16)$$

Die Berechnung der Interzeptionsverdunstung E_{IZ} wurde bereits in Kapitel 4.2.4.2 ausführlich beschrieben. Im Rahmen der Bodenfeuchtesimulation muss die nach Abzug der Interzeptionsverdunstung verbleibende potentielle Verdunstung auf die Prozesse der Bodenverdunstung E_B und der Transpiration E_T aufgeteilt werden. Es wird zuerst die Evaporation berechnet. Wenn dann die potentielle Verdunstung noch nicht ausgeschöpft wurde, steht der Rest der potentiellen Verdunstung für den Transpirationsprozess zur Verfügung.

Die Berechnungsansätze sind für die Evaporation und die Transpiration identisch. Lediglich die Skalierungsfaktoren für die Evaporation ($ET_{pot} - E_{IZ}$) (vgl. Gleichung 4.21) und für die Transpiration ($ET_{pot} - E_{IZ} - E_B$) (vgl. Gleichung 4.22) unterscheiden sich. Die Evaporation erfolgt nur aus der ersten Bodenschicht, die Transpiration nur aus der zweiten Bodenschicht (Durchwurzelungsschicht).

4.2.4.3.5 Kapillaraufstieg

Der Prozess des kapillaren Aufstiegs (Kap) ist in Bereichen mit hohen Grundwasserständen von Bedeutung. Hierbei handelt es sich um die Ausbildung eines Kapillarsaumes von den gesättigten Bodenbereichen nach oben. Erreicht dieser Kapillarsaum die Durchwurzelungszone, kann Wasser durch Transpiration verdunstet werden. Die Berechnung des Kapil-

laraufstiegsprozesses kann wahlweise aktiviert oder deaktiviert werden. Wird der Prozess berücksichtigt, erfolgt die Berechnung nach Gleichung 4.23.

4.2.4.3.6 Prozessfunktionen der Bodenfeuchte

Aufgrund der immensen Wichtigkeit des Wassertransportes für den Stofftransport wurde die Bodenfeuchtesimulation in **BLUEM.SIM_R** einem umfangreichen Review unterzogen. Hierfür war eine komplette Überarbeitung der Ausgabemöglichkeiten erforderlich. Die bisher mögliche Ausgabe der Abflussanteile auf Teileinzugsgebietsebene lies keine Kontrolle der Bodenfeuchteprozesse zu. Es wurde daher eine elementarflächenscharfe Ausgabe aller Niederschlags-Abfluss-Prozesse in **BLUEM.SIM_R** implementiert. Zur Begrenzung des großen Speicherbedarfs bei der Ausgabe der Daten für alle Elementarflächen kann in der Eingabedatei der Elementarflächen die detaillierte Ausgabe für jede Elementarfläche an- oder ausgeschaltet werden. Bei aktivierter Ausgabe werden für die jeweilige Elementarfläche folgende Werte ausgegeben:

- Elementarflächenbezogene Werte
 - Niederschlag [mm]
 - Potentielle Verdunstung [mm]
 - Volumen des Interzeptionsspeichers [mm]
 - Interzeptionsverdunstung [mm]
 - Transpiration [mm]
 - Evaporation [mm]
 - Evapotranspiration inkl. Interzeptionsverdunstung [mm]
 - Oberflächenabfluss [m^3/s]
 - Infiltration [m^3/s]
 - Zwischenabfluss [m^3/s]
 - Basisabfluss [m^3/s]
 - Schichtdickengewichtete Bodenfeuchteänderung der gesamten Bodensäule [mm]
 - $E_B/(ET_{pot} - E_{IZ})$ [-]
 - $E_T/(ET_{pot} - E_{IZ} - E_B)$ [-]
- Werte je Schicht
 - Bodenfeuchte im vorherigen Zeitschritt [mm/m]
 - Bodenfeuchte im aktuellen Zeitschritt [mm/m]
 - Infiltration [mm]
 - Perkolation [mm]
 - Evaporation [mm]

- Transpiration [mm]
- Zwischenabfluss [mm]
- Kapillaraufstieg [mm]

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Bodenfeuchtesimulation umfangreich überarbeitet. Insbesondere wurden die Start- und Endgrenzen der Funktionen, deren Verläufe sowie die verwendeten Exponenten auf Basis von Literaturangaben und bisherigen Modellierungserfahrungen am ihwb abgeändert.

Physikalisch begründete Grenzen für den jeweiligen Funktionsbeginn f_B und das Funktionsende f_E , den Funktionsverlauf und die Exponenten wurden aus van Genuchten [1980], Ostrowski [1982], Ostrowski u. a. [1984], Ostrowski [1982], Ostrowski [1991b], Ostrowski [1996], ad-hoc-AG Boden [1999a], ad-hoc-AG Boden [1999b], Scheffer und Schachtschabel [2002], Sponagel [2005] Kirkham [2005] und Bormann [2007] bestimmt und implementiert.

Abbildung 4.8 gibt einen Überblick über den Beginn, Verlauf und das Ende der implementierten Bodenfeuchtfunktionen. Tabelle 4.1 fasst die zugehörigen Prozessgleichungen zusammen. Die Darstellung der Funktionsverläufe ist dimensionslos. Der sich je nach aktueller Bodenfeuchte für den Prozess ergebende Funktionswert wird noch mit dem jeweiligen Skalierungsfaktor der Prozessfunktion nach Tabelle 4.1 multipliziert.

4.2.4.4 Abflusskonzentration

Die Prozesse der Abflusskonzentration werden über Speicherkaskaden oder Einzellinearspeicher beschrieben. Abbildung 4.9 gibt einen Überblick. Die Abflusskonzentration erfolgt auf Teileinzugsgebietsebene, der Abfluss aller Elementarflächen wird also bei der Abflusskonzentration gemeinsam betrachtet.

Für die Berechnung der Abflusskonzentration des Oberflächenabflusses kommt eine Parallelspeicherkaskade mit jeweils zwei Speichergliedern zum Einsatz [Wackermann, 1981; Zaiß, 1986]. Jede Kaskade kann eine unterschiedliche Retentionskonstante aufweisen. Die Speicher können als Einzellinearspeicher oder als nichtlineare Speicher nach Ostrowski u. a. [1999] berechnet werden. Der Aufteilungsfaktor β zwischen schneller und langsamer Kaskade sowie die Speicherkonstanten können entweder vorgegeben werden oder programmintern nach Zaiß [1986] in Abhängigkeit von den charakteristischen Eigenschaften des Teileinzugsgebietes bestimmt werden.

Die Retention des in der ersten Bodenschicht entstandenen Zwischenabflusses und des aus der drit-

ten Bodenschicht perkolierten Basisabflusses wird jeweils über einen Einzellinearspeicher abgebildet. Die Retentionskonstanten $k_{\text{Zwischenabfluss}}$ und $k_{\text{Basisabfluss}}$ sind für jedes Teileinzugsgebiet anzugeben.

4.3 Integration von diffusen Stoffausträgen in das Modul für rurale Flächen

In Kapitel 3.2 wurde deutlich, dass für die zeitlich hochaufgelöste Modellierung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen keine Modellansätze zur Anwendung auf Einzugsgebietsebene zur Verfügung stehen. Im Bereich der Erosionsmodellierung existieren zwar konzeptionelle Modelle wie OPUS, EROSION 2D oder ANSWERS. Diese sind in der Regel aber nur für den Einsatz auf einzelnen Hängen und zur Beschreibung von Einzelereignissen geeignet [Hahn u. a., 2001]. Ein Großteil der Modelle arbeitet mit einem Zeitschritt von einem Tag. Modelle mit kleineren Zeitschritten können nur eine Rasterzelle oder einen Schlag abbilden, wie Merritt u. a. [2003] in einer umfangreichen Literaturanalyse feststellten.

Empirische Modelle wie die Allgemeine Bodenabtragsgleichung und alle davon abgeleiteten Derivate sind für eine zeitlich hochaufgelöste Modellierung ungeeignet, da sie eine unzureichende Verzahnung der Emmissionsschätzungen mit den Abflussprozessen aufweisen [Kahle und Lennartz, 2005].

Die Stoffkonzentrationen im Abfluss aus ruralen Einzugsgebieten hängen von einer Vielzahl miteinander interagierender Prozesse ab [Arheimer und Lidén, 2000]. Hierzu zählen zuerst solche Prozesse, die einen Einfluss auf die Freisetzung der Stoffe haben, wie beispielsweise Mineralisationsprozesse, Verwitterung insbesondere bei landwirtschaftlich genutzten Flächen aber auch der Einsatz von Düngemitteln. Die zweite wichtige Prozessgruppe ist der Stofftransport, also die Mobilisation, Auswaschung und der Eintrag ins Gewässer. Eine genauere Betrachtung der beiden Prozessgruppen macht deutlich, dass die Verfügbarkeit von Stoffen hauptsächlich von der Landnutzung und den vorherrschenden Bodenverhältnissen abhängig ist. Die Prozesse des Stofftransportes sind dagegen maßgeblich vom Abflussgeschehen innerhalb des Einzugsgebietes abhängig. Die enge Verknüpfung des Abflussgeschehens mit dem Bodenaufbau und dem Bewuchs der Flächen (vgl. Kapitel 4.2.4) zeigt die Interaktion der verschiedenen Prozesse besonders deutlich.

4.3.1 Einfluss der Landnutzung und des Bodens

Knoflacher u. a. [2002] zeigten den maßgeblichen Einfluss der Bewirtschaftungspraxis auf die Auswaschung von Stickstoff. Der Austrag an Stickstoff und

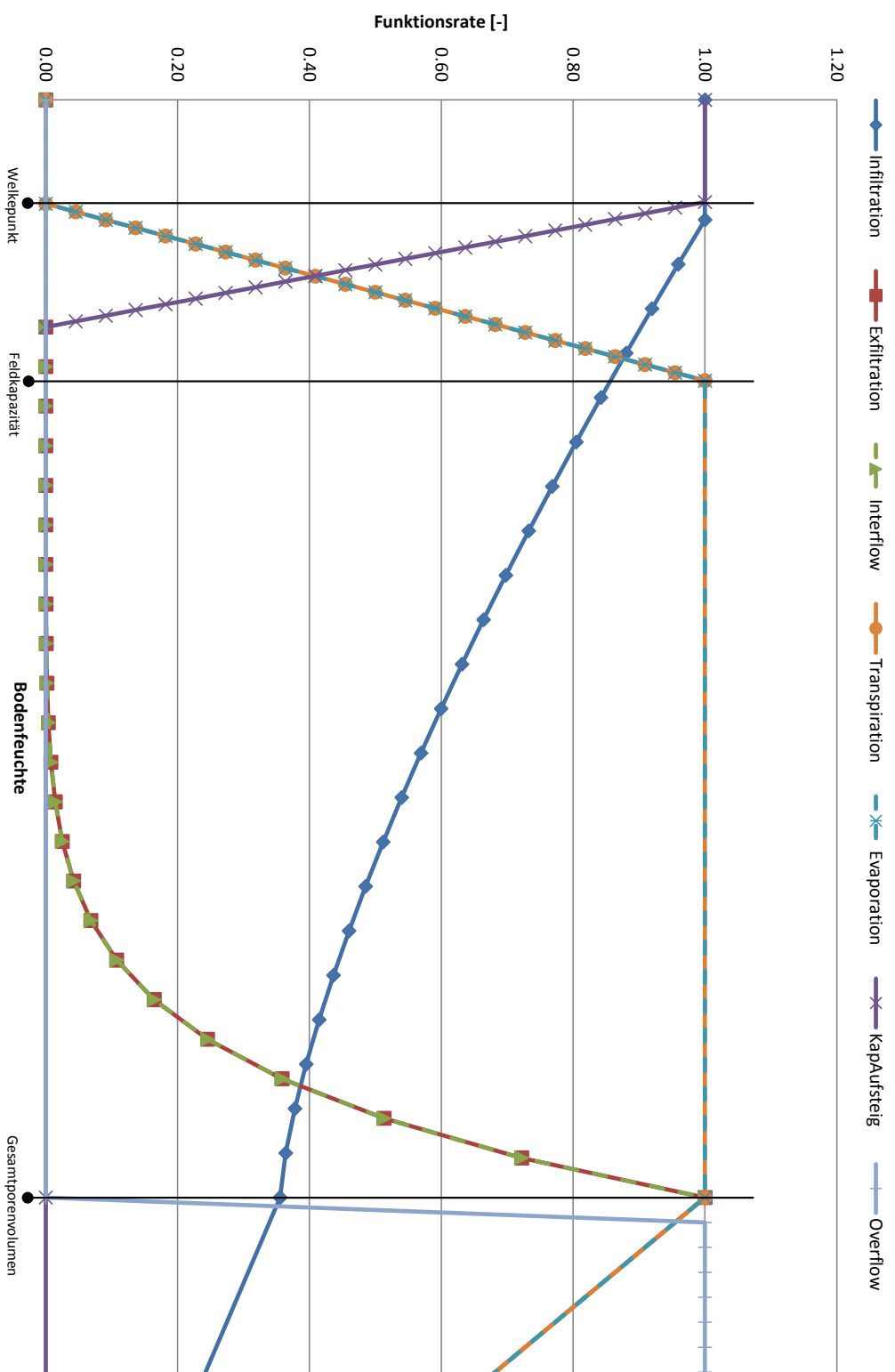


Abbildung 4.8: Übersicht der implementierten Bodenfeuchtfunktionen

Tabelle 4.1: Übersicht der implementierten Prozessfunktionen für die Bodenfeuchtesimulation
Infiltration

$$\text{Inf}(\theta(t)) = \begin{cases} \text{MaxInf} + k_f, & 0 < \theta(t) < \text{WP} + f_{a,\text{Inf}} \cdot \text{nFK} \\ \text{MaxInf} \cdot \left[\frac{\text{GPV} - \theta(t)}{\text{GPV} - (\text{WP} + f_{a,\text{Inf}} \cdot \text{nFK})} \right]^{\alpha_{\text{Inf}}} + k_f, & \theta(t) \geq \text{WP} + f_{a,\text{Inf}} \cdot \text{nFK} \end{cases} \quad (4.17)$$

$f_{a,\text{Inf}} = 0.1; \alpha_{\text{Inf}} = 1.4$

Perkolation

$$\text{Perk}(\theta(t)) = \begin{cases} 0, & \theta(t) \leq \text{WP} + f_{a,\text{Perk}} \cdot \text{nFK} \\ k_f \cdot \left[\frac{\theta(t) - (\text{WP} + f_{a,\text{Perk}} \cdot \text{nFK})}{(\text{GPV}) - (\text{WP} + f_{a,\text{Perk}} \cdot \text{nFK})} \right]^{\alpha_{\text{Perk}}}, & \theta(t) > \text{WP} + f_{a,\text{Perk}} \cdot \text{nFK} \end{cases} \quad (4.18)$$

$f_{a,\text{Perk}} = 0.70; \alpha_{\text{Perk}} = 7$

Zwischenabfluss

$$\text{Int}(t) = f_{\text{Int}} \cdot k_f \cdot \left(\frac{\theta(t) - [\text{WP} + f_{a,\text{Int}} \cdot \text{nFK}]}{f_{e,\text{Int}} \cdot \text{GPV} - (\text{WP} + f_a \cdot \text{nFK})} \right)^{\alpha_{\text{Int}}} \quad (4.19)$$

$f_{a,\text{Int}} = 0.7; f_{e,\text{Int}} = 1.0; \alpha_{\text{Int}} = 7$

Der Faktor f_{Int} wird in Abhängigkeit des Oberflächengefälles I wie folgt beschrieben.

$$f_{\text{Int}} = \frac{I}{\sqrt{(1 + I^2)}} \quad (4.20)$$

Evaporation und Transpiration

$$E_B(t) = \begin{cases} 0, & \theta(t) < \text{WP} + f_{a,E_B} \cdot \text{nFK} \\ (E_{T_{\text{pot}}} - E_{\text{IZ}}) \cdot \left[\frac{\theta(t) - (\text{WP} + f_{a,E_B} \cdot \text{nFK})}{(f_{e,E_B} \cdot \text{FK}) - (\text{WP} + f_{a,E_B} \cdot \text{nFK})} \right]^{\alpha_{E_B}}, & \theta(t) \leq \text{FK} \end{cases} \quad (4.21)$$

$f_{a,E_B} = 0.01; f_{e,E_B} = 1.0; \alpha_{E_B} = 1$

$$E_T(t) = \begin{cases} 0, & \theta(t) < \text{WP} + f_{a,E_T} \cdot \text{nFK} \\ (E_{T_{\text{pot}}} - E_{\text{IZ}} - E_B) \cdot \left[\frac{\theta(t) - (\text{WP} + f_{a,E_T} \cdot \text{nFK})}{(f_{e,E_T} \cdot \text{FK}) - (\text{WP} + f_{a,E_T} \cdot \text{nFK})} \right]^{\alpha_{E_T}}, & \theta(t) \leq \text{FK} \end{cases} \quad (4.22)$$

$f_{a,E_T} = 0.01; f_{e,E_T} = 1.0; \alpha_{E_T} = 1$

Kapillaraufstieg

$$\text{Kap}(t) = \text{maxKap} \cdot \left[1 - \frac{\theta(t) - \text{WP}}{\text{WP} + f_{e,\text{Kap}} \cdot \text{nFK}} \right] \quad (4.23)$$

$f_{e,\text{Kap}} = 0.7; \text{maxKap} = \text{Aus Eingabedatei}$

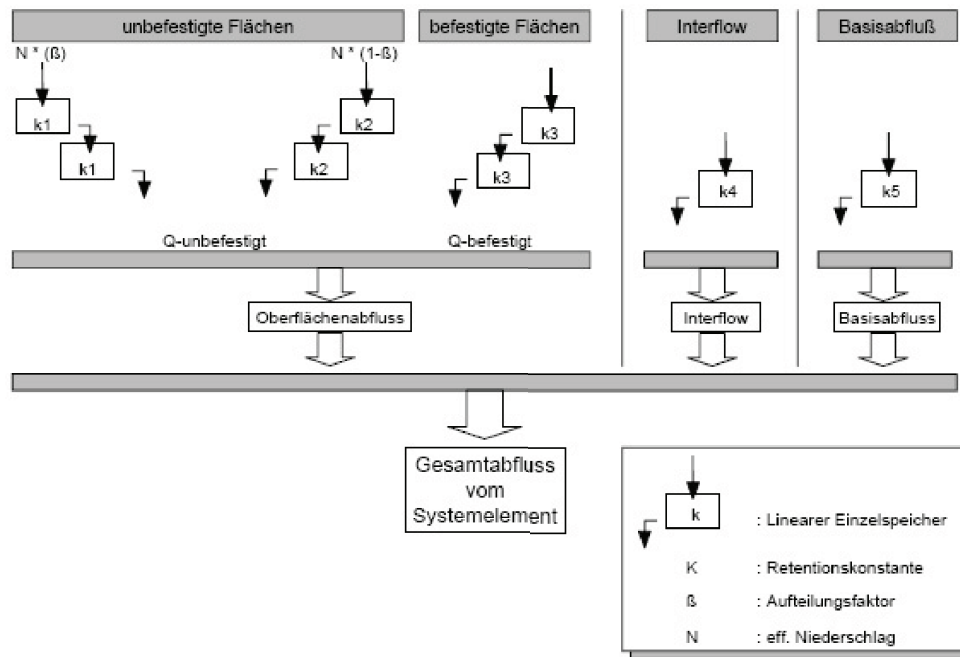


Abbildung 4.9: Berechnung der Abflusskonzentration von natürlichen Einzugsgebieten. Aus ihwb [2010].

Phosphor hängt demnach eng mit der angebauten Frucht, den Anbau- und Erntezeiten der Früchte sowie den Bewirtschaftungszyklen in der Grünlandwirtschaft zusammen. Bei der Verwendung von Düngern kommt es in den Zeiten der Düngeperioden aufgrund einer Überfüllung der Bodenspeicher zu einem erhöhten Emissionsrisiko für die Nährstoffe. Im Bereich von Waldflächen treten bei Holzernten erhöhte Nährstoffausträge auf.

Den großen Einfluss der Landnutzung und des Bodens auf die Stickstoffdynamik zeigte Lorenz [2005], der Stickstoffsimulationen auf Schlagebene zur Bestimmung von der Landnutzung und den Bodenverhältnissen angepassten Stickstoffdüngungen durchführt.

Den starken Einfluss der landwirtschaftlich genutzten Flächen auf die Nährstoffkonzentrationen sowohl innerhalb von Regionen als auch regionsübergreifend wurde durch eine umfangreiche Literaturanalyse von Correll u. a. [1999] bestätigt.

Arheimer und Lidén [2000] analysierten die Messdaten von fünfunddreißig langjährig beprobten Einzugsgebieten in Schweden und wiesen neben einer zeitlichen Dynamik große Unterschiede bezüglich der Stoffausträge von Stickstoff und Phosphor zwischen den verschiedenen Einzugsgebieten nach. Eine starke Korrelation konnte für die Landnutzung und die Stickstoffkonzentrationen gefunden werden. Bezüglich der Phosphorkonzentrationen war eine starke Korrelation mit dem Bodenaufbau zu finden. Aufgrund dieser Korrelationen mit Landnutzung und

Stoffaustrag ist auch die Übertragung lokaler Modellierungsergebnisse auf die Einzugsgebietsskala nicht zulässig [Arheimer u. a., 2005].

Jarvie u. a. [2008] führten eine zweijährige Messkampagne im Wochenturnus in verschiedenen Einzugsgebieten zur Entwicklung des Modells PSYCHIC [Strömqvist u. a., 2008; Davison u. a., 2008] sowie zur Untersuchung des Einflusses repräsentativer Landnutzungsarten und unterschiedlicher Bodenarten auf den Austrag von Nährstoffen durch. Es zeigte sich unter anderem eine enge Korrelation zwischen der Landnutzung und den Stoffkonzentrationen.

4.3.2 Einfluss der Abflussprozesse

Die entscheidende Bedeutung des Abflussgeschehens zur Beschreibung der Stofftransportprozesse wird immer wieder deutlich [Jeon u. a., 2006]. Schon Anderwald u. a. [1995] nutzten als Ausgangspunkt für die durchgeführte Stoffbilanz eine Mengenschätzung des „Lösungsmittel Wasser“. Abbott und Refsgaard [1996] wiesen auf die entscheidende Bedeutung der räumlich detaillierten Berechnung des Oberflächenabflusses als Antriebskraft für die Erosionsprozesse hin. Die Bedeutung des Wassers als Lösungs- und Transportelement wurde auch von Knoflacher u. a. [2002] bestätigt, die bei der Beurteilung des Ereignisrisikos die Bedeutung der Klimafaktoren, wie Schneeschmelzperioden und Starkniederschläge identifizierten.

Boyer u. a. [1997] sowie Messungen von Inamdar und Mitchell [2006] zeigten die Bedeutung der Einzugsgebietstopographie und deren Einfluss auf die Bildung des Zwischen- und Grundwasserabflusses für den Austrag von NO_3^- und gelöstem organischen Kohlenstoff. Die Bedeutung der unterschiedlichen Abflusspfade [Withers und Sharpley, 2008] wurde von Stutter u. a. [2008a,b] für die Prozesse des Stickstoff- und Phosphoraustrags bestätigt.

Anderwald u. a. [1995] wiesen auf die unterschiedlichen Austräge von Phosphor aus verschiedenen Regionen des Einzugsgebietes hin, die mit den unterschiedlichen Transportwegen erklärt werden können. So weist beispielsweise der Oberflächenabfluss aufgrund der mit ihm verbundenen Erosions- und Resuspensionsprozesse andere Konzentrationen auf als der Zwischenabfluss, dessen Stoffkonzentrationen überwiegend durch die Verdrängung von Bodenwasser beeinflusst wird.

Walter u. a. [2000] und Gérard-Marchant u. a. [2006] weisen auf die Bedeutung der richtigen Ansätze zur Abflussbildung hin. Ein Infiltrationsüberschussansatz nach Horton [1939] berücksichtigt die Geographie des Einzugsgebietes nicht, während diese bei einem Sättigungsüberschussansatz zum Tragen kommt. Die räumliche Berücksichtigung der Oberflächenabflussbildung ist für eine realistische Abschätzung der Nährstoffausträge wichtig [Walter u. a., 2000; Gérard-Marchant u. a., 2006].

In einer integrierten Szenarioanalyse zur Reduzierung der Nährstoffeinträge für ein Flusseinzugsgebiet mit einer Fläche von 1900 km^2 hatten die abflussbedingten Variationen der Nährstoffeinträge eine größere Bedeutung als die Einflüsse der Landnutzung und des Bodenaufbaus. [Arheimer u. a., 2005].

Die Reduktion von gelöstem reaktiven Phosphor während Abflussereignissen sprach nach Jarvie u. a. [2008] für die Dominanz von Punktquellen für diese Stoffgruppen, da sie durch den erhöhten Abfluss verdünnt wurden. Die Untersuchung der maßgeblichen Prozesse zur Beschreibung zeitlich hochaufgelöster Stoffeinträge ist in jüngerer Zeit Gegenstand vieler Untersuchungen.

Messungen von Pionke u. a. [1996, 1999] zeigten die Bedeutung einzelner Starkregenereignisse auf den Gesamtnährstoffaustrag. So traten zwei Drittel des jährlichen Phosphoraustrags und die Hälfte des jährlichen Stickstoffaustrages während Regenereignissen auf. Mehr als 60 % der jährlichen Austräge an gelöstem Phosphor wurden aufgrund der hohen Abflussereignisse in der Zeit von Februar bis März/April beobachtet. Ein Vergleich mit anderen Arbeiten zeigte, dass die jahreszeitliche Verteilung der Spitzenkonzentrationen in verschiedenen Einzugsgebieten variiert [Pionke u. a., 1999], was vermutlich mit

einem unterschiedlichen Zeitpunkt der stärksten Regenereignisse erklärt werden kann. Diese saisonalen Unterschiede wurden für verschiedene Stoffgruppen auch von Jarvie u. a. [2008] beschrieben.

Auch Hively u. a. [2006] wiesen auf die unterschiedlichen Einträge über die verschiedenen Abflusskomponenten hin. Eine Untersuchung der Einträge bezogen auf die Abflusskomponenten Basisabfluss, erhöhter Basisabfluss (Zwischenabfluss) und Regenabfluss (Oberflächenabfluss) führten Pionke u. a. [1996] für ein Einzugsgebiet durch. Die Aufteilung entsprach 28% : 27% : 45%. Über 90 % des algenverfügbaren Phosphors wurde dabei während den Regenereignissen ausgetragen, wobei die sieben größten Ereignisse des Jahres diesen Austrag dominierten. Beim Anteil des NO_3^- -Stickstoffs lag dieser Anteil bei 35 %. Kunimatsu u. a. [2006] ermittelten in einem dreijährigen Messprogramm den Anteil der Starkregenereignisse am Gesamtaustrag für Gesamtphosphor zu 82%, für gelösten Phosphor zu 63% und für Gesamtstickstoff zu 72%. Der Anteil des Direktabflusses am Gesamtabfluss lag bei 75 %. Pionke u. a. [1996] schlugen aufgrund ihrer Analysen eine Klassifizierung der Nährstoffausträge über eine Ganglienseparation des Abflusses und entsprechende Zuweisung unterschiedlicher Konzentrationen vor. Dieser Ansatz wurde von Haygarth u. a. [2004] weiterverfolgt und als erfolgsversprechend bestätigt.

Die Kopplung unterschiedlicher Exportkoeffizienten an die verschiedenen Abflusskomponenten wurde auch von Chiew u. a. [2002], Chiew und Scanlon [2002] sowie Searle [2005] angewendet. Neben umfangreichen Messungen der Stoffgruppenkonzentrationen für unterschiedliche Landnutzungen modellierten sie die Stoffausträge und unterschieden dabei in den Oberflächenabfluss mit einer Ereigniskonzentration für die Stoffgruppen und den Basisabfluss mit einer Trockenwetterkonzentration. Sie konnten keine saisonalen Schwankungen in den Ereigniskonzentrationen feststellen. Bei der Bestimmung der mittleren Ereignis- und Trockenwetterkonzentrationen stellten sie fest, dass zur Bestimmung der Ereigniskonzentrationen aufgrund der höheren Variabilität das Monitoring deutlich umfangreicher ausfallen muss. Sie stellten aber auch relative Verhältnisse zwischen der Ereigniskonzentration und der Trockenwetterkonzentration fest.

Andere Autoren untersuchten die zeitliche Variabilität der Stoffkonzentrationen innerhalb eines Ereignisses. Hierbei sind die Ergebnisse der Untersuchungen und Messungen deutlich inhomogener als bezüglich der Bedeutung der Regenereignisse für den Gesamtaustrag. Inamdar und Mitchell [2006] stellten zwei verschiedene zeitliche Muster für NO_3^- -Stickstoff fest. Im Sommer fiel die NO_3^- -

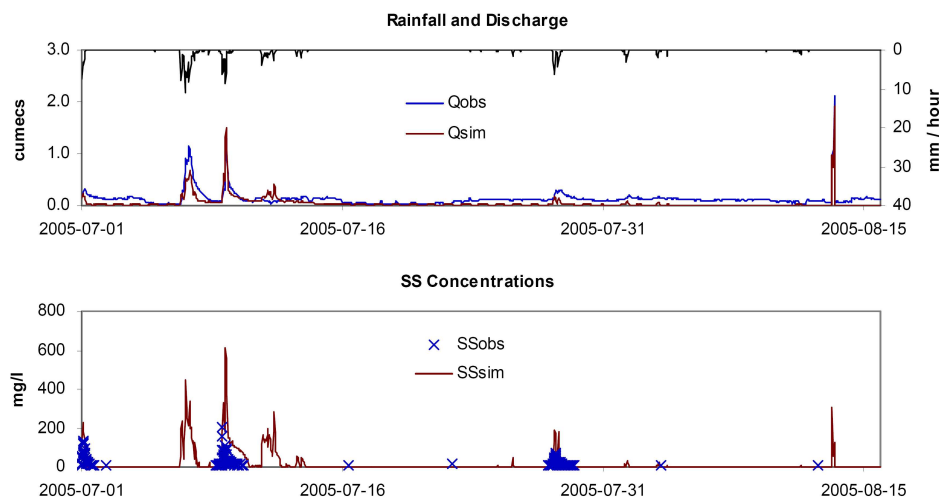


Abbildung 4.10: Zusammenhang zwischen Abfluss und suspendierten Sedimenten. Aus Koo und Cho [2006]

Konzentration mit dem Anstieg der Hochwasserwelle, erreichte ihr Minimum während des Hochwasserscheitels und stieg danach wieder an. Ein direkt entgegengesetztes Verhalten wurde in den Frühlingsmonaten beobachtet. Die Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff stieg in allen von Inamdar und Mitchell [2006] untersuchten Einzugsgebieten mit der Hochwasserwelle an, die höchste Konzentration wurde während der Spitze der Hochwasserwelle gemessen, danach fiel die Konzentration wieder ab. Diesen klaren Zusammenhang zwischen Abfluss und Stoffkonzentrationen zeigten auch Koo und Cho [2006] für suspendierte Sedimente (vgl. Abbildung 4.10) sowie Kato u. a. [2009] für partikuläre gebundene Stoffeinträge, während für Gesamtstickstoff, gelösten Stickstoff und $\text{NO}_3\text{-N}$ eine Verdünnung beobachtet werden konnte.

Correll u. a. [1999] stellten in vier Einzugsgebieten die maximale Stoffkonzentration für partikulären organischen Phosphor, partikuläres Phosphat, gelöstes Phosphat, gelösten organischen Phosphor und partikulären organischen Stickstoff kurz vor Erreichen des Maximalabflusses fest. Hierbei unterschieden sich die Zeitpunkte der Maxima der einzelnen Stoffe leicht voneinander. Hystereseeffekte in den Stoffkonzentrationen werden auch von House und Warwick [1998], Bowes u. a. [2005] und Stutter u. a. [2008a,b] beschrieben.

Für gelösten organischen Stickstoff, gelöstes und partikuläres Ammonium und Nitrate konnten Correll u. a. [1999] nur kleine Konzentrationserhöhungen während Regenereignissen nachweisen. Kunimatsu u. a. [2006] zeigen bei einem wöchentlichen Messintervall eine extrem enge Korrelation zwischen Abfluss und Gesamtstickstoff, $\text{NO}_3\text{-N}$, Gesamtphosphor sowie $\text{PO}_4\text{-P}$.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass viele Prozesse bei der Entstehung von diffusen Nährstoffausträgen zusammenspielen. Die Umsetzung im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird im nachfolgenden Kapitel beschrieben.

4.3.3 Umsetzung

Die Komplexität der räumlichen und zeitlichen Variabilität sowie die Berücksichtigung von Bewirtschaftungsmethoden macht eine Simulation schwierig [Hively u. a., 2006]. Eine detaillierte und prozessgenaue Modellierung der Interaktion zwischen Stoffen und den Umweltprozessen würde einen umfangreichen Parametersatz benötigen. Solche umfangreichen Daten- und Parametersätze stehen allerdings nur für wenige Forschungseinzugsgebiete zur Verfügung [Heathwaite u. a., 2005].

Die Zielsetzung eines integrierten Gesamtmodells zur Berücksichtigung aller Stoffeinträge auf Einzugsgebietsebene erfordert die Beschränkung möglicher Modellansätze auf solche, die mit üblicherweise für Einzugsgebiete vorhandenen Daten betrieben werden können. Hively u. a. [2006] schlagen als Vereinfachung vor, die biotischen Prozesse (Abbau, Mineralisation, Pflanzenaufnahme) und abiotischen Prozesse (Bodenfeuchte, Temperatur, Niederschlag, De-/Sorption, Transport) zusammenzufassen und Abflussvolumina mit Stoffkonzentrationen zu verknüpfen, die aus Boden-, Umwelt- und ortsspezifischen Angaben abgeleitet werden können. Hiermit wird auch die Gefahr einer Überparametrisierung verhindert.

Aufgrund der notwendigen Beschränkung auf einfache Ansätze wird im Rahmen der Erweiterung von

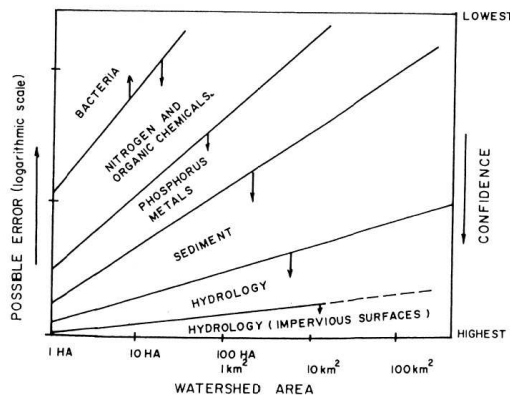


Abbildung 4.11: Unsicherheiten in der Modellierung.
Aus Novotny und Chesters [1981].

BLUEM.SIM_R die von Pionke u. a. [1996], Pionke u. a. [1999], Chiew u. a. [2002], Chiew und Scanlon [2002] und Searle [2005] sowie Haygarth u. a. [2004], Hively u. a. [2006] und Jarvie u. a. [2008] durchgeführte Verknüpfung von Stoffkonzentrationen mit unterschiedlichen Abflusskomponenten als zielführend erachtet. Dabei soll der räumlichen Variabilität durch eine Berücksichtigung der Landnutzung und Bodenstruktur Rechnung getragen werden können. Die zeitliche Variabilität wird durch die Dynamik der Abflussprozesse berücksichtigt, auf eine Variabilität der Konzentrationen innerhalb eines Einzelereignisses wird jedoch verzichtet, da hier die Forschungsergebnisse noch widersprüchlich sind. Diese Begrenzung auf einfache und nachvollziehbare Ansätze wird auch durch die von Novotny und Chesters [1981] dargestellten Unsicherheiten bestätigt (Abbildung 4.11). Darüber hinaus passt der gewählte Ansatz bezüglich des Komplexitätsgrades sowohl zur Abbildung der entsprechenden Prozesse in den urbanisierten Gebieten als auch zu der im Rahmen einer integrierten Modellierung zu beachtenden Gesamtkomplexität.

Im Rahmen der Arbeit werden hauptsächlich die von Jarvie u. a. [2008] für die Gewässerbelastungen und insbesondere die Eutrophierungsproblematik verantwortlichen Schlüsselnährstoffe Stickstoff und Phosphor berücksichtigt.

4.3.3.1 Modul Diffuse Quellen

Die räumliche Variabilität von Landnutzung und Bodenaufbau eines Einzugsgebietes wird in **BLUEM.SIM_R** bereits bei der Bildung der Systemstruktur und der Unterteilung des Gesamtgebietes in mehrere Teileinzugsgebiete und Elementarflächen innerhalb dieser berücksichtigt.

Trotz dieser bereits implementierten Berücksichtigung der räumlichen Variabilität sind Fälle denkbar, bei denen bei gleicher Landnutzung und gleichem Bodenaufbau unterschiedliche Stoffausträge zu erwarten sind. Die Algorithmen zur Berechnung der Stoffausträge wurden daher nicht in das bestehende Konzept der Teileinzugsgebiete und Elementarflächen integriert, vielmehr wurde ein eigenes Modul für die diffusen Quellen entwickelt.

Bei der Entwicklung des Moduls wurde neben der Umsetzung der gewünschten Funktionen ein Schwerpunkt auf einfache Weiterentwicklungs- und Ergänzungsmöglichkeiten in der Zukunft und eine Abwärtskompatibilität gelegt.

Das Modul „Diffuse Quellen“ ist objektorientiert aufgebaut und verwaltet eine beliebige Anzahl von sogenannten diffusen Objekten (DIF-Objekt). In den Simulationsoptionen wird die Anzahl der betrachteten Stoffgruppen festgelegt, die vom Modul für diffuse Quellen verwaltet werden, sodass die Berücksichtigung einer beliebigen Anzahl an Stoffgruppen möglich ist. Für jedes DIF-Objekt werden jeweils für alle betrachteten Stoffgruppen die Konzentrationswerte für Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss definiert, wie dies prinzipiell in Tabelle 4.2 dargestellt ist.

Jedes DIF-Objekt wird über eine eindeutige ID adressiert und enthält folgende Informationen:

ID: ID aus der DIF-Datei, die zur Verknüpfung der DIF-Objekte mit den übrigen Systemobjekten benutzt wird.

Konzentrationen: Feld der Dimension [Anzahl der Stoffgruppen, Anzahl Abflusskomponenten]. Die Anzahl der Stoffgruppen wird in den allgemeinen Angaben zu **BLUEM.SIM_R** definiert. Die Anzahl der Abflusskomponenten ist derzeit fest auf drei gesetzt. In dieses Feld werden die Informationen aus der DIF-Datei eingelesen und stehen somit für die weitere Berechnung zur Verfügung.

Speicherkonzentrationen: Feld der Dimension [Speicheranzahl, Stoffgruppenanzahl]. Enthält die Konzentrationen jeder Stoffgruppe in den für die Abflusstransformationen verwendeten Speichern. Die Felder [1-4, i] enthalten die Werte für die Parallelspeicherkaskade des Oberflächenabflusses, die Felder [5-6, i] die Werte für den Zwischen- und Basisabflusseinzellinearspeicher.

Stoffnamen und Einheiten: Feld der Dimension [Stoffgruppenanzahl, 2]. Die in der DIF-Datei definierten Stoffgruppennamen und Einheiten werden hier abgelegt, um für die weitere Verwendung verfügbar zu sein.

Tabelle 4.2: Definition der diffusen Stoffkonzentrationen für die DIF-Objekte

ID	Abflussart ¹	Stoff 1 Einheit 1	Stoff 2 Einheit 2	...	Stoff i Einheit i
1	Q_O	$C_{1,1,O}$	$C_{1,2,O}$...	$C_{j,i,O}$
1	Q_Z	$C_{1,1,Z}$	$C_{1,2,Z}$...	$C_{j,i,Z}$
1	Q_B	$C_{1,1,B}$	$C_{1,2,B}$...	$C_{j,i,B}$
2	Q_O	$C_{2,1,O}$	$C_{2,2,O}$...	$C_{j,i,O}$
2	Q_Z	$C_{2,1,Z}$	$C_{2,2,Z}$...	$C_{j,i,Z}$
2	Q_B	$C_{2,1,B}$	$C_{2,2,B}$...	$C_{j,i,B}$
...					
j	Q_O	$C_{j,1,O}$	$C_{j,2,O}$...	$C_{j,i,O}$
j	Q_Z	$C_{j,1,Z}$	$C_{j,2,Z}$...	$C_{j,i,Z}$
j	Q_B	$C_{j,1,B}$	$C_{j,2,B}$...	$C_{j,i,B}$

¹ Q_O : Oberflächenabfluss, Q_Z : Zwischenabfluss, Q_B : Basisabfluss

Elterntyp: Typ des Elternelements des DIF-Objektes

Eltern-ID: Eindeutige ID des Elternelements des DIF-Objektes

Abflusskonzentrationen: Feld der Dimension [Anzahl der Abflusskomponenten (2), Zeitschritte (2)]. Berechneter Abfluss des Elternelements des DIF-Objektes jeweils für Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss.

Jedem Teileinzugsgebiet und jeder Elementarfläche wird in der entsprechenden Eingabedatei über die ID ein entsprechendes DIF-Objekt zugeordnet. Die Entkopplung der DIF-Objekte von den Einzugsgebiets- oder Elementarflächenobjekten erlaubt es, auch Elementarflächen mit identischer Kombination aus Landnutzung und Boden unterschiedliche Stoffkonzentrationen zuzuweisen. Hiermit lässt sich in räumlicher Hinsicht eine hoch aufgelöste Variabilität der Stoffkonzentrationen aus diffusen Quellen erfassen. So sind beispielsweise erhöhte Düngemittelgaben auf einer landwirtschaftlich genutzten Flächen durch die Zuweisung eines entsprechenden DIF-Objekts mit erhöhten Stoffkonzentrationswerten möglich.

Die beschriebene zeitliche Variabilität der diffusen Stoffausträge wird über die enge Kopplung an die Abflussprozesse auf den Elementarflächen und in den Teileinzugsgebieten erreicht. Wie in Kapitel 4.2.4.3 beschrieben, liefert die Bodenfeuchtesimulation in Verbindung mit dem Elementarflächenkonzept zeitlich hochaufgelöste Informationen bezüglich der Abflussbildung und -transformation. Besonderer Vorteil der Bodenfeuchtesimulation ist die physikalisch basierte komponentenweise Berechnung des Abflusses als Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss.

Das Modul MODDIF weist jeder der drei Abflusskomponenten einer Elementarfläche die im zugehörigen DIF-Objekt definierten Konzentrationen zu. Der Prozess der Abflusstransformation findet, wie in Kapitel 4.2.4.4 beschrieben, auf der Ebene von Teileinzugsgebieten statt. Die Konzentrationswerte der Stoffgruppen werden daher für alle Elementarflächen eines Teileinzugsgebietes unter Berücksichtigung der verschiedenen Abflussvolumina gewichtet gemischt. Hierbei bleibt die getrennte Betrachtung von Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss erhalten (vgl. Gleichung 4.24).

$$C_{j,i} = \frac{\sum_{n=1}^{EFL-Anzahl} C_{j,i,n} \cdot Q_{j,n}}{\sum_{n=1}^{EFL-Anzahl} Q_{j,n}} \quad (4.24)$$

i = Stoffgruppe
 j = Abflussart

Zur Beschreibung des Transportes der Stoffeinträge gibt es, vergleichbar mit den Prozessen der Abflusskonzentration, verschiedene Ansätze. Neben reiner Translation [Scholz, 1995] oder Einheitganglinien für Stofffrachten [Wensen, 2001] werden auch Linearspeicheransätze verwendet [Bouteligier u. a., 2002; Lindström u. a., 1997].

Für das Modul MODDIF wurde entsprechend dem Ansatz zur Berechnung der Abflusskonzentration eine Parallelspeicherkaskade für den Stofftransport auf der Oberfläche eines Teileinzugsgebietes und zwei Linearspeicher für die Stofftranslation- und -retention im Zwischen- und Basisabfluss implementiert. Zur Berechnung der Kaskaden bzw. der Linearspeicher ist eine Umwandlung der ermittelten Stoff-

konzentrationen in Stofffrachten notwendig, die vergleichbar mit der effektiven Niederschlagshöhe als Belastung für die Speicher angesetzt werden. Nach Berechnung der Translations- und Retentionseffekte (vgl. Gleichung 4.25) ist über die Division der Frachten durch die zugehörigen Abflusswerte eine Rückführung auf Konzentrationswerte möglich. Die Retentionskonstanten der sechs Speicherglieder werden standardmäßig den für die Abflusstransformation ermittelten Retentionskonstanten gleichgesetzt.

$$\begin{aligned}
 F_{ab} &= F_S \cdot k_i / \Delta t \left(1 - e^{-\Delta t / k_i} \right) \\
 &+ F_{zu} \left(1 - \left(k_i / \Delta t \left(1 - e^{-\Delta t / k_i} \right) \right) \right) \\
 F_S &= F_S \cdot e^{-\Delta t / k_i} \\
 &+ F_{zu} \cdot \left(1 - e^{-\Delta t / k_i} \right) \quad (4.25) \\
 F_{ab} &= \text{Abgegebene Fracht} \\
 F_{zu} &= \text{Zugegebene Fracht} \\
 F_S &= \text{Fracht im Speicher} \\
 k_i &= \text{Speicherkonstante für Kaskade } i
 \end{aligned}$$

Am Ende der Berechnung wird für jede Stoffgruppenkonzentration eine abflussgewichtete Mischungsrechnung nach Gleichung 4.26 durchgeführt um die Gesamtkonzentration des Abflusses je Stoffgruppe zu ermitteln, die für die Übergabe an das Gewässermodul von **BLUEM.SIM_C** (vgl. Kapitel 4.4) benötigt werden.

$$C_{EZG,i} = \frac{\sum_{j=1}^{\text{Abflusskomponenten}} C_{j,i} \cdot Q_j}{\sum_{j=1}^{\text{Abflusskomponenten}} Q_j} \quad (4.26)$$

i = Stoffgruppe
 j = Abflusskomponenten [1-3]

4.3.3.1.1 Erweiterbarkeit

Das implementierte Modul für diffuse Stoffausträge ist vielfältig erweiterbar. Die Anzahl der betrachteten Stoffgruppen kann ohne Code-Veränderung beliebig erhöht werden, sodass auch zukünftige Fragestellungen, wie z.B. die Betrachtung von Schwermetallen, endokrinen Stoffen oder andere prioritäre Stoffe der EU-Wasserrahmenrichtlinie untersucht werden können. Durch die Entwicklung eines eigenen Moduls kann dieses neben den Elementarflächen und Teileinzugsgebieten zukünftig auch für die übrigen Systemelemente von **BLUEM.SIM_R** zur Anwendung kommen.

Über von jenen der Abflusskonzentration differierende Retentionskonstanten für die Stofftransportkaskaden bzw. -speicher kann das Erreichen der Maximalkonzentration vor oder nach der Hochwasserwelle berücksichtigt werden.

Die Integration von getrennten Werten für die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss und die Implementation von Speichergliedern für jede dieser Abflusskomponenten und für jede Stoffgruppe lässt die Integration von an die abiotischen Prozesse gekoppelten biotischen Prozesse zu. Im Gegensatz zur derzeitigen Implementation könnten dann die Konzentrationswerte in der Eingabedatei für diffuse Quellen als Startkonzentrationen des Wassers in den unterschiedlichen Bodenschichten interpretiert werden, die im Laufe der Simulation durch biotische Prozesse und z. B. die Berücksichtigung von Düngegaben verändert werden.

4.4 Gewässerkörper (**BLUEM.SIM_C**)

4.4.1 Abflusstransformation

Die Abflusstransformationsprozesse in den Gerinneelementen können in **BLUEM.SIM_C** über verschiedene Ansätze abgebildet werden. Neben einer reinen Translation bietet **BLUEM.SIM_C** die Möglichkeit der Angabe einer Gerinnequerschnittsgeometrie oder einer vorab bestimmten Kennlinie.

Bei Eingabe der Gerinnegeometrie (inkl. Sohlgefälle und Gerinnelänge) wird die benötigte Wasserstand-Volumen-Abfluss-Beziehung für das Kalinin-Miljukov-Verfahren unter Annahme von Normalabflussbedingungen aus der für gegliederte Querschnitte (Abbildung 4.12) modifizierten Fließformel 4.27 nach Manning-Strickler berechnet [Rosemann und Vedral, 1970].

$$Q = \sum Q_i = \sum_{i=1}^n \left(A_i \cdot k_{st,i} \cdot r_{hy,i}^{2/3} \cdot I_E^{1/2} \right)$$

Q = Abfluss
 i = Index des Teilquerschnitts
 n = Anzahl der Teilquerschnitte
 A = Querschnittsfläche
 k_{st} = Manning-Strickler-Beiwert
 r_{hy} = Hydraulischer Radius
 I_E = Energieliniengefälle

Mit den nach Kalinin-Miljukov berechneten charakteristischen Längen wird jedes Gerinneelement

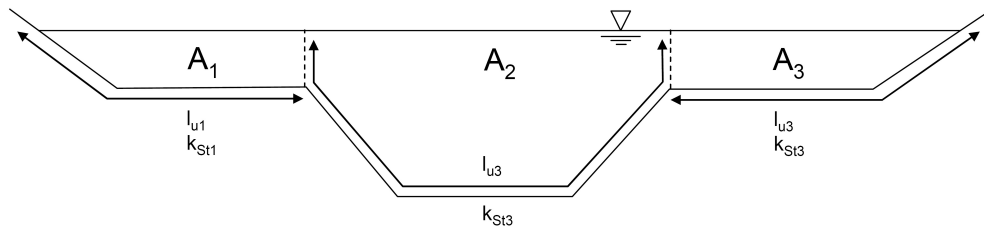


Abbildung 4.12: Gegliederter Gewässerquerschnitt. Aus Muschalla [2006]

in die entsprechende Anzahl von Speichern unterteilt. Die einzelnen Speicherglieder werden mit dem nichtlinearen Speicherbaustein nach Ostrowski u. a. [1999] berechnet.

Da die Temperatur auf viele Umsetzungsprozesse einen großen Einfluss hat (vgl. Kapitel 4.4.3), wurde der Gerinnebaustein von **BLUEM.SIM_C** im Rahmen dieser Arbeit weiterhin um die Funktion ergänzt, eine Temperaturganglinie für jeden Gewässerabschnitt angeben zu können.

4.4.2 Stofftransport

Der Stofftransport wird durch Advektions-, Dispersions- und Diffusionsprozesse beeinflusst. Abbildung 4.13 zeigt eine qualitative Darstellung der einzelnen Prozesse.

In Fließgewässern sind Advektion und Dispersion die maßgeblichen Prozesse [Chapra, 1997; Shanahan u. a., 2001]. Mathematisch werden diese Prozesse von der Advektions-Dispersionsgleichung beschrieben (vgl. z. B. Markofsky [1980]). Im vorliegenden, eindimensionalen Fall der Modellierung ergibt sich die Advektions-Dispersions-Gleichung 4.28 inklusive Quellen- und Senkenterm zu:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\epsilon_x \frac{\partial c}{\partial x} \right) \pm S \quad (4.28)$$

c = Stoffkonzentration
 ϵ_x = Dispersionskoeffizient
 t = Zeit
 u = Fließgeschwindigkeit (in x-Richtung)
 x = Strecke in x-Richtung
 S = Quellen (+), Senke (-)

Zur simulationstechnischen Abbildung dieser Prozesse stehen verschiedene Ansätze zur Verfügung. In der Gewässergütesimulation kommt häufig eine sogenannte „Rührkessel“-Kaskade zum Ansatz [Chapra, 1997; Reichert u. a., 2001b; Cox, 2003]. Hierbei wird die Advektions-Dispersions-Gleichung räumlich diskretisiert, der zu modellierende Gewäs-

serabschnitt wird in mehrere „Rührkessel“ unterteilt. Innerhalb jedes Rührkessels wird von einer vollständigen Durchmischung ausgegangen. Nachteile der räumlichen Diskretisierung sind die Einführung einer Dispersion durch die Wahl der Anzahl der Rührkessel, eine geringe Dispersion erfordert eine hohe Anzahl kleiner Abschnitte [Alex, 2009].

Alternativ kann ein lagrangebasierter Ansatz zur Anwendung kommen. Hierbei werden einzelnen Wasserpakete gebildet und in ihrem Verlauf betrachtet (vgl. z. B. Rossman [2000]). Es tritt keine numerische Dispersion auf, diese kann aber über Mischströme zwischen den Paketen berücksichtigt werden. Die Größe der Wasserpakete bestimmt die zeitliche Auflösung der Konzentrationsverläufe [Alex, 2009].

In **BLUEM.SIM_C** ist ein lagrangebasierter Ansatz zur Simulation von Wasserpaketen implementiert. Er wurde von Muschalla [2006] vorgeschlagen und vom ifak-Magdeburg erweitert [Alex, 2009]. Der Ansatz verwaltet eine Schlange von Wasserpaketen, an beiden Enden der Schlange können Pakete entnommen oder hinzugefügt werden. Stofflich nahezu identische Wasserpakete können miteinander verschmolzen werden, eine dem Gewässer entsprechende Dispersion kann direkt angegeben werden. Das lagrangebasierte Transportmodell ermöglicht über die Integration von Stoffumwandlungsprozessen deren stabile und leistungsfähige Simulation.

4.4.3 Wasserqualitätsmodellierung

Neben der Abbildung der Transportvorgänge können innerhalb der Wasserpakete beliebige Stoffumwandlungsprozesse berücksichtigt werden, weiterhin sind optional Austauschprozesse mit einer jedem Wasserpaket zugeordneten Sedimentphase möglich [Alex, 2009].

Die Stoffumwandlungsprozesse werden als **SIMBA-FOX-Modell** erstellt [ifak, 2009] und in ein von **BLUEM.SIM_C** einlesbares Format konvertiert [Schütze und Alex, 2009]. Der in **SIMBA** [ifak, 2009] zur Verfügung gestellte **FOX-Editor** erlaubt die Berücksichtigung einer beliebigen Anzahl von Stoffgruppen, deren Reaktionskinetik sowie der

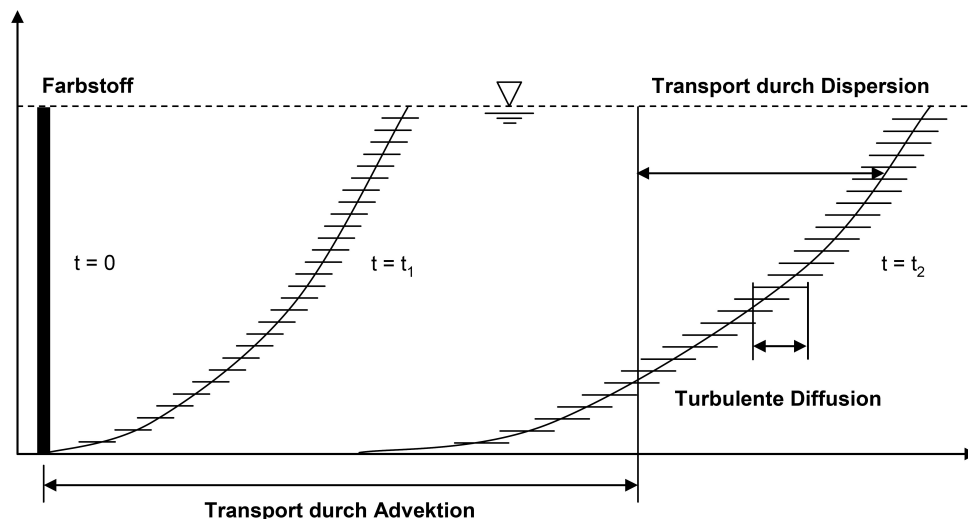


Abbildung 4.13: Stofftransport durch Advektion, Dispersion und Diffusion. Aus Muschalla [2006]

dafür benötigten Parameter. Die Notation folgt der in der Kläranlagensimulation [Henze u. a., 2007] seit vielen Jahren üblichen Matrixnotation, die sich auch im Bereich der Gewässergütesimulation immer mehr als Standard durchsetzt [Reichert u. a., 2001b].

Bei der Entwicklung eines der Fragestellung angepassten Gewässergütemodells wurden die Empfehlungen von Cox [2003] berücksichtigt, der eine Übersicht der verfügbaren Gewässergütemodelle für Fließgewässer erstellte. Die geforderte Dynamik und die Berücksichtigung zeitlich variabler Zuläufe sowohl bezüglich Abfluss als auch Stoffkonzentrationen wird bereits durch die Kopplung des Gerinnebausteins mit dem lagrangebasierten Stofftransportmodell erfüllt. Weiterhin fordert Cox [2003] eine vernünftige mathematische Berücksichtigung der chemischen und biologischen Prozesse, wobei auch hier wieder die Komplexität soweit wie möglich zu reduzieren ist, die charakteristischen Aspekte des Systemverhaltens allerdings abbildbar bleiben müssen.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher ein von Schütze und Alex [2009] entwickeltes vereinfachtes Gewässergütemodell so erweitert, dass die im Rahmen einer integrierten Modellierung für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung maßgeblichen Prozesse (vgl. Kapitel 2.3.1) berücksichtigt werden können. Auf eine detaillierte Modellierung aller Prozesse wird explizit verzichtet, vielmehr folgt auch die Entwicklung des Gewässergütemodells der Prämisse „So einfach wie möglich, so komplex wie nötig“. Hierunter fallen z. B. die Zusammenfassung der zweistufigen Nitrifikation zu einer Gesamtreaktion, die Berücksichtigung nur jeweils einer Stoffgruppe als

Repräsentant für Stickstoff, Phosphor und pflanzliche Biomasse sowie möglichst einfache Reaktionskinetiken und die Beschränkung der stöchiometrischen Parameter auf das Notwendigste, auch wenn hierdurch eine vollständige Massenbilanz nicht immer möglich ist. Aufgrund der komplexen Zusammenhänge des Sedimenttransportes ist die Modellierung der Absetz- und Resuspensionsprozesse innerhalb des Gewässers schwierig [Wool u. a., 2005]. Im Rahmen dieser Arbeit wird der Einfluss dieser Prozesse nicht detailliert betrachtet.

4.4.3.1 Überblick

Tabelle 4.3 gibt einen Überblick über das entwickelte Wasserqualitätsmodell in Matrixnotation. In Tabelle 4.4 werden die verwendeten Stoffgruppen näher erläutert. Die inerte Fraktion des CSB (S_I) wird nur aus Bilanzgründen mitgeführt, die Alkalinität und der Karbonatgehalt sind im Rahmen der vorliegenden Arbeit von untergeordneter Bedeutung, waren aber bereits im vereinfachten Gewässergütemodell von Schütze und Alex [2009] implementiert, sodass sie mitgeführt wurden. Die Reaktionsraten, Parameter sowie die stöchiometrischen Koeffizienten des Gütemodells werden bei der jeweiligen Prozessbeschreibung näher erläutert.

Ein Großteil der Reaktionsparameter kann über eine Eingabedatei definiert werden. Die Werte der Parameter, Faktoren und stöchiometrischen Koeffizienten wurden unter anderem aus O'Connor und Dobbins [1958], Owens u. a. [1964], Lorenzen [1972], Wolf [1974], Bowie u. a. [1985], USEPA [1987], Laws und Chalup [1990], Stumm und Morgan [1996], de Lima Reda [1996], Chapra [1997], Lee

Tabelle 4.3: Gewässergütemodell - Übersicht

Prozess	Stoff	S_O	S_N	S_I	S_S	S_P	X_A	S_{ALK}	S_{IC}	Prozessrate
Wiederbelüftung		+1	0	0	0	0	0	0	0	$k_{WOLF} \cdot \Theta_{WOLF} \cdot (S_{O,S} - S_O)$
Nitrifikation		$-\gamma_{NITRI}^{S_O}$	-1	0	$+\gamma_{NITRI}^{S_S}$	0	0	$-\gamma_{NITRI}^{S_{ALK}}$	$-\gamma_{NITRI}^{S_{IC}}$	$k_{NITRI} \cdot \Theta_{NITRI} \cdot \phi_{NITRI}^{S_O} \cdot \phi_{NITRI}^{S_{ALK}} \cdot \phi_{NITRI}^{S_{IC}} \cdot S_N$
Abbau		$-\gamma_{ABBAU}^{S_O}$	$+\gamma_{ABBAU}^{S_N}$	$+\gamma_{ABBAU}^{S_I}$	-1	0	0	$+\gamma_{ABBAU}^{S_{ALK}}$	$+\gamma_{ABBAU}^{S_{IC}}$	$k_{ABBAU} \cdot \Theta_{ABBAU} \cdot \phi_{ABBAU}^{S_O} \cdot S_S$
Photosynthese		$+\gamma_{PHOTO}^{S_O}$	$-\gamma_{PHOTO}^{S_N}$	0	0	$-\gamma_{PHOTO}^{S_P}$	+1	0	0	$k_{PHOTO} \cdot X_A$
Respiration		$-\gamma_{RESPI}^{S_O}$	$+\gamma_{RESPI}^{S_N}$	0	0	$+\gamma_{RESPI}^{S_P}$	-1	0	0	$k_{RESPI} \cdot \Theta_{RESPI} \cdot \phi_{RESPI}^{S_O} \cdot X_A$
SOD		-1	0	0	0	0	0	0	$+\gamma_{SOD}^{S_{IC}}$	$\Theta_{SOD} \cdot \phi_{SOD}^{S_O} \cdot \frac{S_{OD}}{h}$
CO ₂ -Gasaustausch		0	0	0	0	0	0	0	+1	$k_{WOLF} \cdot \Theta_{WOLF} \cdot (CO_{2,S} - S_{IC} + S_{ALK})$

¹ γ : Stöchiometrischer Koeffizient

² k : Reaktionsrate

³ Θ : Temperaturanpassung

⁴ ϕ : Monod-/Michaelis-Menten-Term

Tabelle 4.4: Stoffe des Gewässergütemodells

Stoff	Beschreibung
S_O	Sauerstoff (O_2)
S_N	Ammonium/Ammoniak (NH_4^+ , NH_3)
S_S	Gelöste abbaubare Fraktion des CSB
S_I	Gelöste inerte Fraktion des CSB
S_P	Bioverfügbarer Phosphor (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-})
X_A	Pflanzliche Biomasse
S_{ALK}	Alkalinität
S_{IC}	Karbonat ($S_{ALK} + CO_2$)

und Rast [1997], Heusch [1998], Reichert u. a. [2001b], Reichert u. a. [2001a], Reichert und Vanrolleghem [2001], Reichert [2001], Shanahan u. a. [2001], Vanrolleghem u. a. [2001], Borchardt und Reichert [2001], Schütze u. a. [2002], Meirlaen [2002], HMULV [2004b], HMULV [2004a], Haag u. a. [2004], Neitsch u. a. [2005], Muschalla [2006], Wool u. a. [2005], Solvi [2006], Gujer [2007], Henze u. a. [2007], Reußner u. a. [2008b], Wool [2008] und Chandra [2009] ermittelt.

$$\begin{aligned} \ln(O_{2,Sat}) = & -139,34411 + 1,575701 \cdot \frac{10^5}{T} \\ & - 6,642308 \cdot \frac{10^7}{T^2} + 1,243800 \cdot \frac{10^{10}}{T^3} \\ & - 8,621949 \cdot \frac{10^{11}}{T^4} \\ & - \text{Salzgehalt} \cdot ((1,7674 \cdot 10^{-2}) \\ & - 1,0754 \cdot \frac{10^1}{T} \\ & + 12,1407 \cdot \frac{10^3}{T^2}) \end{aligned} \quad (4.29)$$

4.4.3.2 Wiederbelüftung

Der Sauerstoff ist im Rahmen der Gewässergütesimulation eine sehr wichtige Kenngröße, da alle Prozesse auf die Sauerstoffkonzentration im Gewässer Einfluss nehmen (vgl. Tabelle 4.3).

Maßgeblichen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration eines Fließgewässers hat die Wiederbelüftung. Sie ist von der Wiederbelüftungsrate k_w sowie von der Differenz aus der Sauerstoffsättigungskonzentration $O_{2,s}$ und der aktuellen Sauerstoffkonzentration O_2 im Gewässer abhängig. Die Sauerstoffsättigungskonzentration kann mit Gleichung 4.29 bestimmt werden [Clesceri u. a., 1989; Eaton u. a., 2005].

Zur Bestimmung der Wiederbelüftungsrate k_w gibt es eine Vielzahl verschiedener Ansätze (vgl. Kapitel 2.3.1). Haag u. a. [2004] sowie HMULV [2004a] und HMULV [2004b] schlagen den Wiederbelüftungsansatz nach Wolf [1974] vor. Im Gegensatz zu der Mehrheit der publizierten Wiederbelüftungsansätze berücksichtigt der Ansatz nach Wolf explizit die Gewässerrauheit k_{st} (Gleichung 4.30), während sie bei den übrigen Ansätzen nur implizit über Wasserstand und Fließgeschwindigkeit eingeht.

$$k_{Wolf} = \frac{\left[\left(3 + \frac{40}{k_{st}} \right) \cdot \frac{v}{h} + 0,5 \right]}{h} \quad (4.30)$$

Der Rauigkeitsbeiwert k_{st} [$m^{1/3}/s$] kann über eine externe Eingabedatei für das Gütemodell gesetzt werden. Die je Zeitschritt für die vorliegenden Abflussverhältnisse ermittelte Wiederbelüftungsrate bei 20°C wird über einen Temperaturkoeffizient auf Basis der Arrhenius-Gleichung an die aktuelle Gewässertemperatur angepasst.

$$\Theta_{Wolf} = \Theta^{(T-20)} \quad (4.31)$$

$$\Theta = 1,020 \text{ [Churchill u. a., 1962]}$$

4.4.3.3 Nitrifikation

Die Nitrifikation beschreibt den Abbau von Ammonium. Chemisch läuft die Nitrifikation als zweistufiger Prozess über die Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat ab (vgl. Kapitel 2.3.1). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird sie allerdings als einstufiger Prozess abgebildet. Hierzu kommt eine Reaktionskinetik erster Ordnung zum Einsatz. Maßgeblicher Parameter für den Prozess der Nitrifikation ist die Nitrifikationsrate k_{Nitri} . Sie kann über die externe Eingabedatei frei definiert werden. Literaturwerte für k_{Nitri} liegen zwischen 0.1 und 1.0, wobei die Mehrheit der Quellen Werte zwischen 0.1 und 0.3 angibt [Bowie u. a., 1985; Chapra, 1997; Heusch, 1998; Wool, 2008]. Ebenso wie die Wiederbelüftungsrate wird die gesetzte Nitrifikationsrate, die für eine Temperatur von 20 °C gilt, über eine Arrhenius-Beziehung je Zeitschritt an die aktuelle Gewässertemperatur angepasst.

$$\Theta_{Nitri} = \Theta^{(T-20)} \quad (4.32)$$

$$\Theta = 1,042 \text{ z. B. [Bowie u. a., 1985]}$$

Der Nitrifikationsprozess ist auf einen ausreichenden Sauerstoffgehalt und eine ausreichende Alkalinität sowie einen ausreichenden Karbonatgehalt des Gewässers angewiesen. Dies wird über drei Michaelis-Menten-Terme (auch Monodterme genannt) zur Begrenzung des Prozesses durch geringe S_{O^-} , S_{IC^-} , S_{ALK} -Konzentrationen berücksichtigt. Michaelis und Menten [1913] wiesen die Prozesslimitierung an Enzymreaktionen nach, Monod [1949] übertrug die Ergebnisse auf das mikrobiologische Wachstum. Über eine Halbsättigungskonstante K_S , die die Konzentration der betrachteten Stoffgruppe angibt, bei dem der Prozess mit der Hälfte des Maximalwertes abläuft, wird dieser Maximalwert in Abhängigkeit der aktuell verfügbaren Nährstoffkonzentration angepasst, die prinzipielle Form zeigt Gleichung 4.33:

$$k_{Monod} = k_{max} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad (4.33)$$

S = Substratkonzentration
 K_S = Halbsättigungskonstante

Gleichungen 4.34 und 4.35, 4.36 beschreiben die entsprechende Verminderung der Nitrifikationsrate bei geringen Sauerstoffkonzentrationen, Karbonatgehalt oder geringer Alkalinität.

$$\phi_{Nitri}^{S_O} = \left(\frac{S_O}{S_O + K_{S_N, O_2}} \right) \quad (4.34)$$

$$K_{S_N, O_2} = 0,5 \text{ [Henze u. a., 2007]}$$

$$\phi_{Nitri}^{S_{IC}} = \left(\frac{S_{IC}}{S_{IC} + K_{S_N, S_{IC}}} \right) \quad (4.35)$$

$$K_{S_N, S_{IC}} = 0,001 \text{ [Henze u. a., 2007]}$$

$$\phi_{Nitri}^{S_{ALK}} = \left(\frac{S_{ALK}}{S_{ALK} + K_{S_N, S_{ALK}}} \right) \quad (4.36)$$

$$K_{S_N, S_{ALK}} = 0,001 \text{ [Henze u. a., 2007]}$$

Der beim Abbau von S_N verbrauchte Sauerstoff wird über den stöchiometrischen Koeffizienten $\gamma_{Nitri}^{S_O}$ beschrieben. Entgegen dem in der Literatur häufig zu findenden Wert von -4.57, der sich aus Gleichungen 2.1 und 2.2 ergibt, wird hier über die Definition von $\gamma_{Nitri}^{S_O} = YA - 64/14$ mit $YA = 0,24$ ein Wert von -4.33 verwendet. Hierdurch wird nach Schütze u. a. [2002] ein reduzierter Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation berücksichtigt, da ein Teil des Ammoniaks zum Zellwachstum verwendet wird. Diese Annahme wird auch von Beck und Finney [1987] sowie de Lima Reda [1996] unterstützt. Über den Ertragskoeffizienten $\gamma_{Nitri}^{S_S} = YA = 0,24$ wird der bei der Nitrifikation entstehende Anteil an gelöster abbaubarer Substanz beschrieben. Den leicht reduzierenden Einfluss der Nitrifikation auf die Gewässeralkalinität durch Freisetzung zweier H^+ -Ionen kann durch den stöchiometrischen Koeffizienten $\gamma_{Nitri}^{S_{ALK}} = -2/14$ beschrieben werden. $\gamma_{Nitri}^{S_{IC}}$ ist aus Anpassungsgründen an HMULV [2004a,a] im Standardfall Null.

Die Stoffgruppe S_N umfasst Ammonium NH_4^+ und Ammoniak NH_3 . Ob Ammonium-Stickstoff oder Ammoniak vorliegt, ist vom pH-Wert und der Temperatur abhängig. Der pH-Wert errechnet sich aus dem Karbonatgehalt und der Alkalinität gemäß Jordan [1989] und HMULV [2004a,b] nach Gleichung 4.37.

$$pH = 6,3 - \log_{10} \left[\frac{S_{IC}}{S_{ALK}} - 1 \right] \quad (4.37)$$

Die Ammoniakkonzentration berechnet sich dann nach Emmerson u. a. [1975] entsprechend Gleichung 4.38.

$$NH_3 = \frac{1}{10^{(p_{ks}-pH)} - 1} \cdot S_N$$

$$p_{ks} = 0,09018 + \frac{2792,92}{273,2 + T} \quad (4.38)$$

4.4.3.4 Abbau von organischer Substanz

Die ins Gewässer eingetragene organische Substanz wird mit dem der Kläranlagensimulation entliehenen Summenparameter des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) beschrieben. Der Gesamt-CSB wird im implementierten Gütemodell in eine gelöste inerte Fraktion S_I und eine gelöste abbaubare CSB-Fraktion S_S unterteilt. Diese detaillierte Unterscheidung ist der Tatsache geschuldet, dass das von Schütze und Alex [2009] entwickelte vereinfachte Gewässergütemodell stark an die Stoffgruppen und den dreiteiligen Prozess der Kläranlagensimulation [Henze u. a., 2007] angepasst ist, sodass bei Bedarf eine leichte Erweiterbarkeit möglich ist.

Standardmäßig wird nur der Abbau der gelösten abbaubaren Fraktion S_S betrachtet. Der Abbau wird als Reaktionskinetik 1. Ordnung mit der Abbaurrate k_{Abbau} beschrieben, die über eine Eingabedatei definiert werden kann. Der in der Literatur zu findende Wertebereich für k_{Abbau} liegt zwischen 0,02 und 3,4 [Bowie u. a., 1985; Heusch, 1998; Wool, 2008]. Mittels einer Arrheniusbeziehung wird der Einfluss der Gewässertemperatur auf die Abbaurrate berücksichtigt.

$$\Theta_{Abbau} = \Theta^{(T-20)}$$

$$\Theta = 1,047 \text{ [Bowie u. a., 1985]} \quad (4.39)$$

Über einen Monod-Term wird die Begrenzung der Abbaurrate bei niedrigem Sauerstoffgehalt beschrieben.

$$\phi_{Abbau}^{S_O} = \left(\frac{S_O}{S_O + K_{S_{A,O_2}}} \right)$$

$$K_{S_{A,O_2}} = 0,2 \quad (4.40)$$

Der beim Abbau verbrauchte Sauerstoff ergibt sich aus dem stöchiometrischen Koeffizienten $\gamma_{Abbau}^{S_O}$. Mittels der Koeffizienten $\gamma_{Abbau}^{S_N}$ und $\gamma_{Abbau}^{S_I}$ wird die Freisetzung von Stickstoff S_N und die beim Abbau entstehende Menge an inertem organischem Material berücksichtigt. Die Koeffizienten $\gamma_{Abbau}^{S_{ALK}}$ und $+\gamma_{Abbau}^{S_{IC}}$ erlauben bei Bedarf den Einfluss des Abbaus auf Alkalinität und Karbonatgehalt mit abzubilden. Stan-

dardmäßig sind diese Terme zu Null gesetzt. Absetzprozesse von S_S und dessen Freisetzung aus dem Sediment werden vernachlässigt

4.4.3.5 Photosynthese

Die Modellierung der pflanzlichen Biomasse in einem Gewässer ist eine komplexe Aufgabe. Die pflanzliche Biomasse eines Fließgewässers setzt sich aus schwimmenden Pflanzen (Phytoplankton) und den Bodenpflanzen zusammen. Die Bodenpflanzen lassen sich weiter in fest verwurzelte Wasserpflanzen (Makrophyten, Hydrophyten) und an unterhalb der Wasseroberfläche haftenden Mikroalgen (Periphyten) unterscheiden [Chapra, 1997]. In tieferen Gewässern dominiert der Phytoplanktonanteil die pflanzliche Biomasse, während in flachen Gewässern die Bodenpflanzen dominieren, da das Licht hier die Gewässersohle erreicht. In flachen Gewässern ist der Einfluss der pflanzlichen Biomasse auf die Gewässerchemie größer als in tiefen Gewässern.

Eine detaillierte Modellierung einzelner Arten pflanzlicher Biomasse ist im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht sinnvoll, vielmehr wird die gesamte pflanzliche Biomasse als eine Stoffgruppe X_A abgebildet. Prozesse der Absetzung werden nicht berücksichtigt.

Generell kann die Photosynthese pflanzlicher Biomasse als einfache Reaktionskinetik 1. Ordnung abgebildet werden.

$$\frac{\partial X_A}{\partial t} = k_{photo} \cdot X_A \quad (4.41)$$

Hierbei ist zu beachten, dass die Wachstumsrate k_{photo} neben einer maximalen Wachstumsrate von der Temperatur, dem vorhandenen Nährstoffangebot und der verfügbaren Lichtenergie abhängig ist, so dass gilt:

$$k_{photo} = f(T, N, I)$$

$$T = \text{Temperatur}$$

$$N = \text{Nährstoffe}$$

$$I = \text{Lichtintensität} \quad (4.42)$$

Zur Berücksichtigung des Temperatureinflusses auf die Wachstumsprozesse gibt es verschiedene Ansätze. Generell wird von einer maximalen Wachstumsrate $k_{photo,ref}$ bei einer festgelegten Temperatur T_{ref} ausgegangen. Nach Chapra [1997] und Reichert u. a. [2001b] liegt dieser Wert für 20 °C bei 2 [1/d]. Weitere Werte finden sich z. B. in Bowie u. a. [1985]; Wool [2008]. Der einfachste Ansatz ist die Annahme eines linearen Zusammenhanges (Gleichung 4.43).

$$f(T) = k_{photo,ref} \cdot \frac{T - T_{min}}{T_{ref} - T_{min}} \quad (4.43)$$

Üblicher ist aber die Verwendung des sogenannten Theta-Ansatzes, der sich aus der Arrhenius-Gleichung ableitet [Chapra, 1997]:

$$f(T) = k_{photo,ref} \cdot \theta^{T-T_{ref}} \quad (4.44)$$

$$\theta = 1,066$$

Reichert u. a. [2001b] schlagen einen Ansatz nach Gleichung 4.45 vor.

$$f(T) = k_{photo,ref} \cdot e^{\beta_{XA} \cdot (T-T_{ref})} \quad (4.45)$$

$$\beta_{XA} = 0,046$$

Neben diesen drei Ansätzen, die mit steigender Temperatur eine Zunahme der Photosyntheserate verbinden, gibt es auch Ansätze die Photosyntheserate ab einer Minimaltemperatur T_{min} von 0 beginnen zu lassen, sie bei der optimalen Temperatur T_{opt} das Maximum erreichen zu lassen und sie bei weiter steigenden Temperaturen wieder auf 0 abfallen zu lassen. Neben einer entsprechenden Definition linearer Zusammenhänge lässt sich dieses Verhalten auch über Funktionsverläufe beschreiben [Cерco und Cole, 1993, 1994].

$$f(T) = \begin{cases} k_{photo,opt} \cdot e^{\kappa_1 \cdot (T-T_{opt}^2)}, & T \leq T_{opt} \\ k_{photo,opt} \cdot e^{\kappa_2 \cdot (T-T_{opt}^2)}, & T > T_{opt} \end{cases} \quad (4.46)$$

Abbildung 4.14 zeigt einen Vergleich der Korrekturfunktionen 4.44, 4.45 und 4.46. Gleichung 4.46 eignet sich vorwiegend zur detaillierten Beschreibung der Wachstumsraten bei der Betrachtung unterschiedlicher Arten an pflanzlicher Biomasse. Wird die pflanzliche Biomasse wie im vorliegenden Gewässergütemodell unter einer gemeinsamen Stoffgruppe zusammengefasst, kann davon ausgegangen werden, dass bei allen Temperaturen das Wachstum zumindest einer Art stattfindet [Chapra, 1997], so dass die Gleichungen 4.44 und 4.45 bevorzugt zur Anwendung kommen. Beide wurden in das Gewässergütemodell implementiert und können wahlweise aktiviert werden. Die Variante nach Reichert u. a. [2001b] (Gleichung 4.45) wird im Standardfall verwendet.

Neben der temperaturbedingten Wachstumsbeschränkung wird das Wachstum der pflanzlichen Biomasse auch vom verfügbaren Nährstoffangebot begrenzt. Zur Beschreibung der Nährstofflimitierung

kommen die schon vom Nitrifikationsprozess bekannten Monod-Begrenzungssterme zum Einsatz.

Für die Wachstumsbegrenzung bei Stickstoffmangel ergibt sich $f(N_S)$ zu:

$$f(N_S) = \frac{S_N}{K_{S_{photo,N}} + S_N} \quad (4.47)$$

$$K_{S_{photo,N}} = 0,1$$

Entsprechend folgt für den Nährstoff Phosphor:

$$f(N_P) = \frac{S_P}{K_{S_{photo,P}} + S_P} \quad (4.48)$$

$$K_{S_{photo,P}} = 0,02$$

Bezüglich der Integration mehrerer limitierender Nährstoffkonzentrationen $[f(N_S), f(N_P)]$ gibt es verschiedene Möglichkeiten. Eine multiplikative Betrachtung $[f_N = f(N_S) \cdot f(N_P)]$ geht davon aus, dass eine geringe Konzentration mehrerer Nährstoffe das Wachstum stärker behindert, als wenn nur ein Nährstoff gering verfügbar ist. Kritisch bei dieser Betrachtung ist die Tatsache, dass es hierdurch zu einer extrem starken Begrenzung kommen kann und die Berücksichtigung mehrerer Nährstoffe immer restriktivere Wachstumsbedingungen produziert. Im Gegensatz dazu steht die Annahme, den jeweils am wenigsten verfügbaren Nährstoff als limitierenden Faktor zu betrachten (Gleichung 4.49). Darüber hinaus kann auch das harmonische Mittel der verschiedenen Begrenzungsfaktoren herangezogen werden. Die Bestimmung des Minimums (Liebig-Gesetz) ist der meistverwendete Ansatz [Chapra, 1997] und wurde dementsprechend in das Gewässergütemodell implementiert.

$$f_N = \min(f(N_S), f(N_P)) \quad (4.49)$$

Den wichtigsten Einfluss auf die Photosyntheserate hat die zur Verfügung stehende Lichtenergie. Die Lichtenergie an der Gewässeroberfläche I unterliegt einem täglichen Verlauf und wird mit einer von Schütze und Alex [2009] in das vereinfachte Gewässergütemodell implementierten Funktion bereitgestellt. Diese berechnet in Abhängigkeit vom aktuellen Tag im Jahr und der Uhrzeit sowie der geographischen Breite einen Faktor zwischen $[0;1]$, der den Stand der Sonne über dem Horizont beschreibt ($1 = \text{Zenit}$, $0 = \text{Horizont oder darunter}$). Über eine Multiplikation mit der Basislichtstärke I_0 kann damit die aktuell vorhandene Lichtintensität I bestimmt werden.

Die an der Oberfläche verfügbare Lichtintensität wird mit zunehmender Gewässertiefe abgeschwächt,

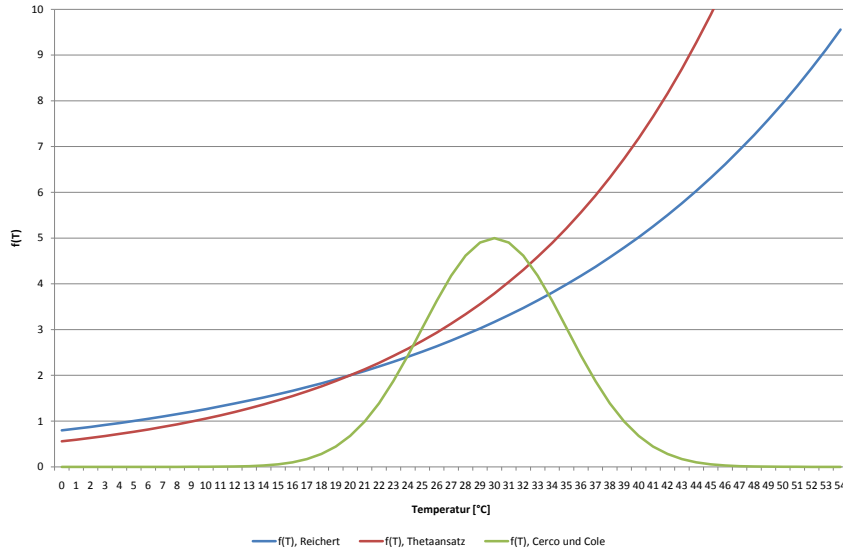


Abbildung 4.14: Vergleich verschiedener Temperaturkorrekturformeln für die Photosyntheserate [$k_{photo,ref} = 2$, $T_{ref} = 20$ °C, $T_{opt} = 30$, $k_{photo,opt} = 5$, $\theta = 1.066$, $\beta = 0.046$ und $\kappa_1 = \kappa_2 = 0.02$]

was über das Beer-Lampert-Gesetz berücksichtigt werden kann

$$I(z) = I \cdot e^{-\gamma_e z} \quad (4.50)$$

γ_e = Reduktionsfaktor
 z = Abstand zur Gewässeroberfläche

In der Literatur finden sich überwiegend drei Ansätze zur Beschreibung des Lichteinflusses auf das Wachstum der Pflanzenmasse. Dies sind der Halbsättigungsansatz (Gleichung 4.51), der Ansatz nach Smith [1936, 1937] (Gleichung 4.52) und der Ansatz nach Steele [1969] (Gleichung 4.53).

$$f(L) = \frac{I(z)}{I_S + I(z)} \quad (4.51)$$

I_S = Halbsättigungskonstante

$$f(L) = \frac{I(z)}{\sqrt{I_{Smith}^2 + I_z^2}} \quad (4.52)$$

I_{Smith} = Wachstum bei 20.7 % des Maximums

$$I(z) = \frac{I(z)}{I_{opt}} \cdot e^{1 - \frac{I(z)}{I_{opt}}} \quad (4.53)$$

I_{opt} = Optimale Lichtintensität

Alle drei Ansätze liefern für geringe und mittlere Lichtintensitäten ähnliche Werte. Die Photosyntheserate steigt mit zunehmender Lichtintensität an. Bei sehr hohen Intensitäten wurde allerdings ein Rückgang der Photosyntheserate festgestellt (Photoinhibition). Dieser Effekt wird nur von Gleichung 4.53 berücksichtigt.

Kombiniert man Gleichung 4.50 mit Gleichung 4.53 und integriert über die Fließtiefe ergibt sich die Gleichung für die Lichtbegrenzung der Photosyntheserate:

$$f(L) = \frac{2.718282}{\gamma_e \cdot h} \left[e^{-\frac{I}{I_{opt}} \cdot e^{-\gamma_e \cdot h}} - e^{-\frac{I}{I_{opt}}} \right] \quad (4.54)$$

Bei der Photosynthese wird Sauerstoff freigesetzt, was über den stöchiometrischen Faktor γ_{Photo}^{SO} beschrieben wird. Zur Bestimmung von γ_{Photo}^{SO} ergibt sich aus Gleichung 2.3 ein Wert von

$$\frac{(6)32 \text{ gO}_2}{(6)12 \text{ gC}} \quad (4.55)$$

Aus der generellen stofflichen Zusammensetzung pflanzlicher Biomasse (algal protoplasma) $C_6H_{263}O_{110}N_{16}P_1$ lässt sich das Massenverhältnis für C : N : P bestimmen. $106 : 12 : 16 \cdot 14 : 1 \cdot 31$ oder in Prozent $40 \% : 7,2 \% : 1 \%$. Daraus ergibt sich ein Wert von

$$\gamma_{Photo}^{S_O} = \frac{32}{12} \frac{40}{100}. \quad (4.56)$$

Neben der Produktion von Sauerstoff werden bei der Photosynthese Stickstoff und Phosphor als Nährstoffe verbraucht. Die stöchiometrischen Koeffizienten bestimmten sich aus dem Massenverhältnis zu $\gamma_{Photo}^{S_N} = 0,072$ und $\gamma_{Photo}^{S_P} = 0,1$. Der Einfluss des Prozesses auf den Karbonatgehalt und die Alkalinität wird vernachlässigt.

4.4.3.6 Veratmung und Absterben

Der entgegengesetzte Prozess der Photosynthese ist die Veratmung, bei der Sauerstoff verbraucht wird. Neben der Veratmung führt auch das Absterben von pflanzlicher Biomasse zur Reduktion dieser Stoffgruppe. Absetzvorgänge und die Aufnahme von Pflanzen durch Tiere werden im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht betrachtet.

Da die Prozesse der Veratmung und des Absterbens schwierig getrennt zu erfassen sind, werden sie zumeist gemeinsam modelliert [Chapra, 1997] und in einer gemeinsamen Reaktionsrate k_{Respi} zusammengefasst, deren Wert zwischen 0,01 und 0,8 [1/d] angegeben wird [Bowie u. a. [1985]; Chapra [1997]; Wool [2008]]. Der Temperatureinfluss wird wie für die Photosynthese mit Gleichung 4.45 berücksichtigt.

Die Begrenzung der Veratmung bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen wird über

$$\phi_{Respi}^{S_O} = \left(\frac{S_O}{S_O + K_{S_{R,O_2}}} \right) \quad (4.57)$$

$K_{S_{R,O_2}} = 0,2$ [Henze u. a., 2007]

berücksichtigt.

Die stöchiometrischen Parameter des Prozesses ($\gamma_{Respi}^{S_O}$, $\gamma_{Respi}^{S_N}$ und $\gamma_{Respi}^{S_P}$) können nach Stumm und Morgan [1996] denen der Photosynthese gleichgesetzt werden, sie kommen allerdings mit umgekehrtem Vorzeichen zur Anwendung.

4.4.3.7 Sedimentsauerstoffbedarf

Der Einfluss sauerstoffzehrender Prozesse am Gewässerboden oder im Gewässerbenthos kann über einen Sedimentsauerstoffbedarf berücksichtigt werden. Die Modellierung erfolgt in Anlehnung an Bowie u. a. [1985] über einen konstanten Parameter

SOD , publizierte Werte liegen zwischen 0,2 und 4,0 g/(m² d) [Heusch, 1998]. Der Bezug des Parameters auf die Fließtiefe h berücksichtigt den geringen Einfluss des Sedimentsauerstoffbedarfes auf die gesamte Wassersäule.

Die Temperaturanpassung erfolgt mit Gleichung 4.58

$$\Theta_{SOD} = \Theta^{(T-20)} \quad (4.58)$$

$\Theta = 1,047$ [Bowie u. a., 1985]

Über Gleichung 4.59 wird die Begrenzung dieses Prozesses bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im Gewässerkörper berücksichtigt. Der Einfluss des Prozesses auf den Karbonatgehalt [Gujer, 2007] wird in Anpassung an HMULV [2004a,a] standardmäßig zu $\gamma_{SOD}^{S_{IC}} = 0$ gesetzt.

$$\phi_{SOD}^{S_O} = \left(\frac{S_O}{S_O + K_{S_{SOD,O_2}}} \right) \quad (4.59)$$

$K_{S_{SOD,O_2}} = 0,1$

4.4.3.8 CO₂-Gasaustausch

Der CO₂-Gasaustausch ist ein optionaler Prozess. Hiermit kann der Austausch von CO₂ mit der Atmosphäre berücksichtigt werden, was einen Einfluss auf den Karbonatgehalt des Wasser hat. Standardmäßig ist der Prozess deaktiviert. Wird er verwendet, erfolgt die Modellierung in Analogie zur Wiederbelüftung (vgl. Tabelle 4.3) [Schütze und Alex, 2009].

4.5 BLUEM.GIS

In urbanen Gebieten ist die Ermittlung der Systemstruktur (vgl. Kapitel 4.1) vergleichsweise einfach. Grundstückslage und -größe sind in Katasterplänen erfasst. Für Kanalnetz und Speicherbauwerke der Siedlungsentwässerung liegen in der Regel Planungen (Generalentwässerungsplan) mit detaillierten Angaben vor. Aufgrund der seit Jahrzehnten gültigen Emissionsbeschränkungen und des gängigen Einsatzes von Modellen zur Ermittlung dieser Emissionen liegen häufig sogar bereits fertige Modelldatensätze vor. Diese enthalten je nach Art des Modells (hydrologisch/hydraulisch) in unterschiedlichem Detaillierungsgrad eine Abbildung der urbanen Entwässerungsstruktur mit allen maßgeblichen Größen und Parametern.

In Hessen liegen aufgrund des sogenannten SMUSI-Erlasses [HMUEB, 1992] flächendeckend für alle größeren Siedlungsgebiete SMUSI-Datensätze

vor, die einfach in das von **BLUEM.SIM_U** benötigte Format umgewandelt werden können. Bei der Verwendung anderer Programme zur Ermittlung der Emissionen aus Siedlungsbereichen (z. B. **MOMENT** [BGS, 2002], **HYSTEM-EXTRAN** [itwh, 2002] oder das frei verfügbare **SWMM** [Rossman, 2009]) ist die Überführung der Systemstruktur in ein anderes Modell (**BLUEM.SIM_U**) zwar mit Aufwand verbunden, die Konvertierung der Daten ist aber prinzipiell möglich.

Im Bereich der ruralen Einzugsgebietsteile ist die Ermittlung der Systemstruktur schwieriger, da hier in der Regel keine fertigen Datensätze vorhanden sind. Vielmehr müssen aus topographischen Informationen, insbesondere dem Gefälle, die Fließwege ermittelt werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass sich Fließwege, die sich aus der Analyse eines digitalen Höhenmodells (DHM) ergeben, nicht immer mit den bekannten Verläufen der Fließgewässer decken. Neben der Ermittlung der Fließwege muss das zu untersuchende Einzugsgebiet dann, wie schon in Kapitel 4.2.1 beschrieben, in Teileinzugsgebiete und diese weiter in Elementarflächen unterteilt werden.

Ein Großteil der hierfür benötigten Daten (Höhenmodell, Landnutzungsverteilung, Bodentypenverteilung, Gewässerverläufe, Einleitestellen der urbanen Siedlungsentwässerung, etc.) liegen mittlerweile in digitaler Form vor. Die Analyse des Gesamteinzugsgebietes und die Ermittlung der Systemstruktur kann daher durch die Verwendung geographischer Informationssysteme (GIS) unterstützt und maßgeblich vereinfacht werden.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde hierzu auf die Extension **ArcSWAT** [Winchell u. a., 2008] für die GIS-Software **ArcGIS** der Firma **ESRI** zurückgegriffen. Sie bündelt und erweitert die in **ArcGIS** zur Verfügung stehenden Werkzeuge und ermöglicht eine zielgerichtete Ermittlung der Systemstruktur. Zu den von **ArcSWAT** bereitgestellten und im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Funktionalitäten zählen:

- Übernahme bekannter Grenzen für das Gesamteinzugsgebiet.
- Einbrennen bekannter Fließwege in das digitale Höhenmodell.
- Bestimmung der Fließwege aus dem digitalen Höhenmodell.
- Bestimmung der Gewässerbildung mit einem Schwellwertansatz.
- Untergliederung des Gesamteinzugsgebietes in Teileinzugsgebiete gemäß dem ermittelten Gewässernetz.

- Definition weiterer Punkte zur Untergliederung des Einzugsgebietes in Teileinzugsgebiete zusätzlich zu jenen, die sich aus der Analyse des Gewässernetzes ergeben.
- Untergliederung der Teileinzugsgebiete in Elementarflächen unter Berücksichtigung
 - der Landnutzung,
 - des Bodens,
 - des Gefälles sowie
 - deren Überlagerung.
- Abspeicherung und Verwaltung der Ergebnisse in einer Datenbank.

Neben der Verwendung der Standarddaten für Landnutzungen und Bodentypen aus **SWAT** bietet **ArcSWAT** auch die Möglichkeit, eigene Landnutzungs- und Bodenklassifikationssysteme zu verwenden. Die aus dem digitalen Geländemodell (DGM) bestimmten Gefällewerte innerhalb eines Einzugsgebietes können in eine beliebige Anzahl an Gefälleklassen unterteilt werden.

Zur Bestimmung der Elementarflächen innerhalb eines Teileinzugsgebietes werden die Informationen über Landnutzung, Bodentypen und Gefälle miteinander verschnitten, sodass eindeutige Kombinationen entstehen. Zur Begrenzung der so ermittelten Elementarflächen pro Teileinzugsgebiet können Schwellwerte definiert werden. Für Landnutzung, Bodentyp und Gefälleklasse können flächenbezogene Grenzwerte oder prozentuale Anteile definiert werden, ab denen sie berücksichtigt werden. So können Landnutzungen, Bodentypen oder Gefälleklassen mit extrem geringem Anteil an einer Teileinzugsgebietsfläche vernachlässigt werden. Die Zahl der entstehenden Elementarflächen kann so begrenzt werden. Werden auf diese Weise Landnutzungen, Bodentypen oder Gefälleklassen ausgeschlossen, wird die Gesamtgröße des Teileinzugsgebietes nach dem Ausschluss flächengewichtet auf die verbleibenden Kategorien verteilt. Zudem bietet **ArcSWAT** die Möglichkeit, bestimmte Landnutzungskategorien aus der Grenzwertbetrachtung auszunehmen (z. B. urbane Flächen).

Die Ergebnisse der Einzugsgebietsanalyse, der Fließwegbestimmung, der Gewässerdefinition, der Unterteilung des Gesamteinzugsgebietes in Teileinzugsgebiete, die weitere Unterteilung in Elementarflächen sowie deren Verknüpfung mit Landnutzungsarten, Bodentypen und Gefälleklassen wird von **ArcSWAT** in einer Datenbank abgespeichert.

BLUEM.GIS greift auf die von **ArcSWAT** erzeugte Datenbank mit den Informationen zur Systemstruktur des Einzugsgebietes zu und erzeugt daraus Eingabedateien für **BLUEM.SIM_R**.

Für die Teileinzugsgebietsdatei werden neben der Bezeichnung des Teileinzugsgebietes die Fläche, die minimale und maximale Höhe, der Versiegelungsgrad sowie der längste Fließweg automatisch aus der ArcSWAT-Datenbank eingelesen und in das **BLUEM.SIM_R**-Format konvertiert.

Danach werden die aus der Überlagerung von Landnutzung, Bodentyp und Gefälleklassen bestimmten Elementarflächen der Teileinzugsgebiete aus der Datenbank importiert und in das **BLUEM.SIM_R**-Format konvertiert. Hierzu zählen neben dem zugehörigen Teileinzugsgebiet die Gefälleklasse, der prozentuale Flächenanteil, die Kennung der Landnutzung und der Bodennutzung sowie die Kennung für das Modul der diffusen Quellen.

Zur Definition der Gewässerabschnitte werden die von ArcSWAT ermittelten Gewässerlängen, das Gefälle sowie das zugehörige Teileinzugsgebiet ausgelesen und in das **BLUEM.SIM_C**-Format konvertiert.

Abbildung 4.15 zeigt die Maske von **BLUEM.GIS** zur Konvertierung der ArcSWAT-Ergebnisse in die Eingabedateien von **BLUEM.SIM_R** und **BLUEM.SIM_C**.

4.5.1 Systemstrukturen des integrierten Modells

Wie in Kapitel 4.1 und 4.2 dargestellt, kommen im Rahmen des integrierten Modellkonzeptes jeweils unterschiedliche Modelle für die Simulation der urbanen und der ruralen Flächen zum Einsatz. Urbanisierte Teilgebiete werden aus der ruralen Umgebung extrahiert und getrennt modelliert. Die Systemstruktur des Gesamteinzugsgebietes wird also gedanklich in mehrere Teilsystemstrukturen unterteilt. Die mit ArcSWAT bestimmte und mit **BLUEM.GIS** konvertierte Systemstruktur des Gesamteinzugsgebietes bildet hierbei die Basis. Für jedes urbanisierte Gebiet im Gesamteinzugsgebiet wird zusätzlich eine urbane Systemstruktur verwendet, um die jeweilige urbane Entwässerungsstruktur im Detail berücksichtigen zu können.

Zur Trennung der ruralen von der urbanen Systemstruktur müssen die urbanisierten Gebiete aus der ruralen Gesamtstruktur extrahiert werden. Diese Funktion wurde in **BLUEM.GIS** implementiert (vgl. Abbildung 4.16) und über die Möglichkeit zur Entfernung beliebiger Landnutzungskategorien umgesetzt. **BLUEM.GIS** liest hierzu existierende **BLUEM.SIM_R**-Eingabedateien für Teileinzugsgebiete und Elementarflächen ein und entfernt aus beiden Dateien urbane Landnutzungskategorien. Häufig existieren zur genauen Beschreibung der jeweiligen Nutzung mehrere Kategorien für urbane Teilflächen (z. B. in der CORINE-Klassifikation [DLR, 2005; Bossard u. a., 2000]). Daher ist es in **BLUEM.GIS** möglich, eine beliebige Landnutzungskategorie aus

dem Datensatz zu entfernen. Werden urbane Gebiete über mehrere Kategorien beschrieben, können diese nacheinander entfernt werden. Die hierdurch entstehenden Flächenveränderungen der Elementarflächen und Teileinzugsgebiete werden entsprechend angepasst.

Neben der Extraktion der urbanen Teilflächen ist ein weiterer wichtiger Schritt im Rahmen der integrierten Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung die Definition der Schnittstellen zwischen den Teilsystemstrukturen. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit sind dies insbesondere die Abflussmengen und Stofffrachten aus Kläranlagen und Mischwassereinleitung. Die Positionen dieser Einleitungsstellen sind wichtige Punkte für die Untergliederung des Gesamteinzugsgebietes in Teileinzugsgebiete. Wie beschrieben, ist ArcSWAT in der Lage, neben den sich aus der Gewässerstruktur ergebenden Teileinzugsgebieten, beliebige weitere Punkte zur Untergliederung des Einzugsgebietes in Teileinzugsgebiete zu berücksichtigen. Die Lage der urbanen Einleitungsstellen am Gewässerkörper wird daher in GIS georeferenziert eingelesen und bei der Untergliederung des Gesamteinzugsgebietes in Teileinzugsgebiete berücksichtigt.

Durch die Trennung der ruralen und urbanen Bereiche können die in Kapitel 3.3 beschriebenen Einschränkungen in der Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung überwunden werden:

- Die Prozesse in ruralen und urbanen Teilen des Einzugsgebietes können getrennt voneinander erfasst werden. Hierdurch wird ein dem jeweiligen System angepasster Detaillierungsgrad ermöglicht.
- Unterschiedliche Klimarandbedingungen in städtischen und ländlichen Gebieten können berücksichtigt werden.
- Das Gesamteinzugsgebiet kann an den für die Gewässerqualität entscheidenden Punkten (Zusammenfluss von natürlichen Gewässersträngen und Einleitungspunkte des urbanen Entwässerungssystems) unterteilt werden, sodass an allen diesen Punkten eine Analyse der überlagerten Abflussverhältnisse und Stoffkonzentrationen möglich ist.
- Maßnahmen können getrennt für die ruralen und urbanen Gebiete untersucht werden.
- Die gegenseitige Überlagerung der Wirkung von Maßnahmen wird durch die Integration beider Teilbereiche in die Gesamtsystemstruktur des Gewässerkörpers gewährleistet.

BlueM.GIS

Ein-/Ausgabedateien wählen

EZG-Datei wählen
Nicht gesetzt

EFL-Datei wählen
Nicht gesetzt

BOD-Datei wählen
Nicht gesetzt

BOA-Datei wählen
Nicht gesetzt

TRS-Datei wählen
Nicht gesetzt

GIS -> BlueM
LNZ entfernen

ArcSWAT-Bug: ArcSWAT gibt zum Teil fuer ein Subbasin mehrere laengste Fließwege aus:
Bisher waren die zusaetzlichen Eintraege immer nur ganz kurze Stuecke im Oberlauf,
sodass in der Abfrage einfach der Maximalwert verwendet wird.
Das ist natuerlich fuer jedes Projekt im GIS zu verifizieren!

Auswahl der Ausgangsdatenbanken

ArcSWAT-DB waehlen...
Keine gewählt

Boden-DB waehlen...
Keine gewählt

Zusaetzliche Angaben

Berechnungsart
MaxInf = $X \cdot k_f$

Abflussbeiwert
SCS-Verfahren
Bodenfeuchtesimulation

2

Konvertieren und Dateien schreiben

Meldungen

Abbildung 4.15: Konvertierung der Systemstruktur in Eingabedateien für **BLUEM.SIM_R** und **BLUEM.SIM_C**.

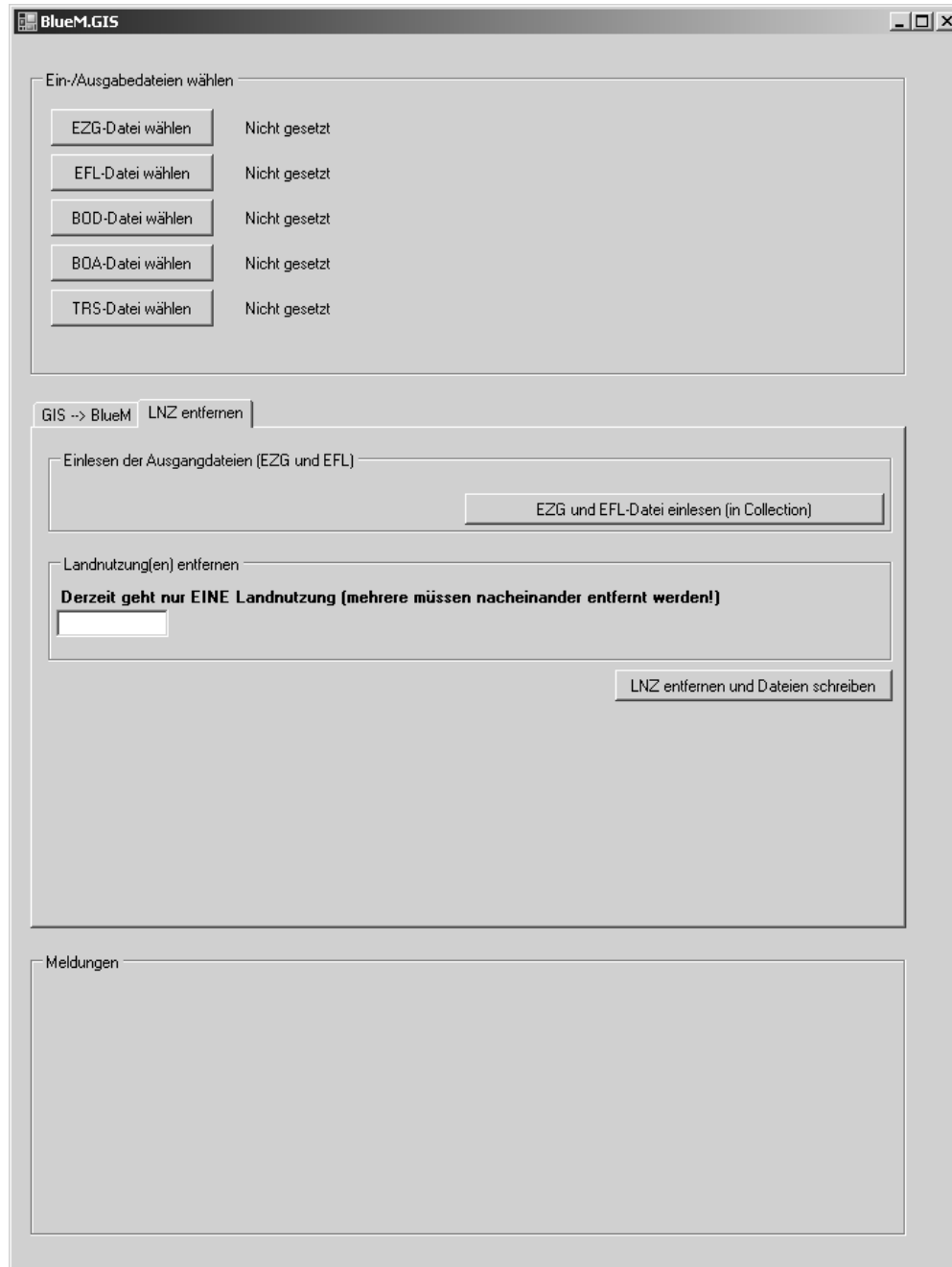


Abbildung 4.16: Extraktion von Landnutzungsklassen aus der ruralen Gesamtsystemstruktur (BlueM.GIS).

4.5.2 Bodendatenbank

Die von **BLUEM.GIS** erzeugten Eingabedateien für **BLUEM.SIM_R** enthalten für jede Elementarfläche eine eindeutige Kennung des Bodentyps und der Landnutzung.

Die Bodenstrukturen innerhalb eines Einzugsgebietes weisen in der Regel eine große Variabilität auf, d.h. es findet sich eine Vielzahl unterschiedlicher Bodentypen innerhalb eines Einzugsgebietes. Jeder Bodentyp wird über eine beliebige Anzahl von Schichten unterschiedlicher Bodenarten definiert (vgl. Kapitel 4.2.4.3).

Der Bodenaufbau ist für die Berechnung des Abflusses und insbesondere für die Aufteilung auf die unterschiedlichen Abflusspfade von entscheidender Bedeutung (vgl. Kapitel 4.2.4.3), sodass eine möglichst detaillierte Berücksichtigung anzustreben ist. Der Schichtaufbau der Bodentypen wird in der **BLUEM.SIM_R**-Eingabedatei für Böden beschrieben, die für die Bodenfeuchteberechnung benötigten Parameter der Bodenarten in der Eingabedatei für Bodenarten. Aufgrund der Vielzahl an möglichen Bodentypen und -arten ist eine händische Erstellung dieser Eingabedateien bei größeren Einzugsgebieten zeitaufwendig, vor allem aber extrem fehleranfällig.

Zur leichteren Anwendbarkeit des entwickelten Modellkonzeptes wurde daher eine Bodendatenbank entwickelt und an **BLUEM.GIS** angebunden. Hierzu wurden die Informationen der digitalen Bodenkarte Hessen [HLUG, 2002] in die Bodendatenbank integriert und mit Bodenkennwerten verknüpft. Abbildung 4.17 zeigt einen Beispielbodentyp der Bodenkarte Hessen.

Für jede Geneseart (Bodeneinheit) wird die Zusammensetzung aus verschiedenen Bodenschichten in Abhängigkeit von der Vegetationsart (Acker, Grünland, Wald) beschrieben. Neben den jeweiligen Schichtdicken ist die Feinbodenart der Schicht sowie die Bodenrohrichteklasse nach Sponagel [2005] angegeben. Die Verknüpfung dieser Informationen mit der digitalen Bodenkarte Hessen erfolgt über die eindeutige ID der Bodenform (BF).

Die ID des Bodentyps (BF) und des Schichtaufbaus mit den Informationen zur jeweiligen Bodenart wird zusammen mit der informativen Bezeichnung der Bodeneinheit von **BLUEM.GIS** in die Bodentyp-eingabedatei von **BLUEM.SIM_R** konvertiert. Derzeit kann **BLUEM.SIM_R** maximal sechs Bodenschichten je Bodentyp verwalten. In wenigen Fällen finden sich in der Bodenkarte Hessen Bodentypen mit mehr als sechs Schichten. In diesen Fällen sind in der Bodendatenbank die Informationen zu allen Schichten enthalten, es werden jedoch nur die ersten sechs Schichten exportiert.

Bormann [2007] zeigte die Eignung der deutschen Bodentexturklassifikationen (z. B. [HLUG, 2002]) in Verbindung mit Bodenkennwerten aus Sponagel [2005] als Standardwerte für die physikalisch basierte hydrologische Modellierung. Zur Charakterisierung der Bodenarten wurden folglich für die Bodenarten nach Sponagel [2005] (vgl. Tabelle 4.5) deren wichtigste Kenngrößen in die Bodendatenbank implementiert [DVWK, 1982, 1986, 1995; HLUG, 2002; DVWK, 2002; Scheffer und Schachtschabel, 2002; Sponagel, 2005]. Hierzu zählen jeweils für die drei Bodenrohrichteklassen ρ_{1-2} , ρ_3 und ρ_{4-5} die Luftkapazität, die nutzbare Feldkapazität, die Feldkapazität und der k_f -Wert. Darüber hinaus wurde für jede Bodenart die maximale kapillare Aufstiegsrate hinterlegt. Neben diesen für **BLUEM.SIM_R** benötigten Kennwerten (vgl. Kapitel 4.2.4.3) wurden zur Verwendung der Datenbank für die Modellierung mit **SWAT** auch die Ton-, Schluff- und Sandanteile, die effektive Durchwurzelungstiefe, der Anteil an organischem Kohlenstoff (Humusgehalt/1,72 [Sponagel, 2005; Neitsch u. a., 2005]), die Albedo des feuchten Bodens nach Flanagan und Livingston [1995] und Post u. a. [2000] sowie ein Bodenerosionsfaktor nach Singh [1995a, Kapitel 25] integriert.

In Abhängigkeit von der in der für den Bodentyp angegebenen Trockenrohrichteklasse werden die von **BLUEM.SIM_R** benötigten Werte von **BLUEM.GIS** aus der Datenbank berechnet, konvertiert und die Bodenarteingabedatei erzeugt. Die maximale Infiltrationsrate wird hierbei über einen in **BLUEM.GIS** einbaubaren Faktor bestimmt und berechnet sich zu $\text{Faktor} \cdot k_f$. Standardmäßig beträgt der $\text{Faktor} = 2$.

Durch die Integration von Werten für alle drei Rohrichteklassen in die Bodendatenbank stehen für die charakteristischen Bodenkennwerte zur Bodenfeuchtesimulation auch Unter- und Obergrenzen für Kalibrierungsaufgaben zur Verfügung.

4.6 BLUEM.WAVE

Die Berechnungsergebnisse von **BLUEM.SIM_{R,C}** werden in ASCII-Dateien abgespeichert. Zur einfachen Betrachtung, Verwaltung und Analyse der Zeitreihen wurde **BLUEM.WAVE** entwickelt [Bach u. a., 2009]. Bei der integrierten Simulation von ruralen und urbanen Teilsystemen enthalten die **BLUEM.SIM_{R,C}**-Ergebnisdateien die sich aus der Wechselwirkung und Überlagerung der Teilsysteme ergebenden Gesamtergebnisse. Bei Bedarf können mit **BLUEM.WAVE** auch die detaillierten Ergebnisanalysen der einzelnen **BLUEM.SIM_U**-Instanzen analysiert werden. Die Ergebnisdateien von **BLUEM.SIM_{R,C}** und **BLUEM.SIM_U** können direkt importiert werden, darüber hinaus stehen weitere Importformate und der Import von

Bodeneinheit 316: Braunerden aus 3 bis 6 dm Fließerde (Hauptlage) über Fließschutt (Basislage) mit dioritischem bis gabbroidem Plutonit (Paläozoikum)

BF 558 Braunerde aus lössführendem, grusführendem Schluff (Hauptlage) über Lehmgrus (Basislage) mit dioritischem Plutonit (Paläozoikum)

Bedeckungskl. A Grundnässe G0 Hangnässe HG0 Humusform nFK-100 (mm) 138

Erosionsstufe 1 Staunässe S0 Haftnässe H0 Trophie FK-100 (mm) 253

UT	Horizont	FAd	Grob	Torf	Hum	Ca	Acid	TRD	SV	UT	Schicht	FKomp	Komponenten
30	Ap	Ut3	R 2		h3	c0	A1	pt3		50	(z)u,qplAGh,sif	δ3	DrPl,pz
50	Bv	Ut3	R 2		h1	c0	S1	pt3					
100	II ICv	Lts	XR 5		h0	c0	S1	pt4		100	lz,qplAGb,sif		DrPl,pz

BF 2882 Braunerde aus lössführendem, grusführendem Schluff (Hauptlage) über Lehmgrus (Basislage) mit dioritischem Plutonit (Paläozoikum)

Bedeckungskl. G Grundnässe G0 Hangnässe HG0 Humusform nFK-100 (mm) 141

Erosionsstufe 1 Staunässe S0 Haftnässe H0 Trophie FK-100 (mm) 255

UT	Horizont	FAd	Grob	Torf	Hum	Ca	Acid	TRD	SV	UT	Schicht	FKomp	Komponenten
10	Ah	Ut3	R 2		h4	c0	A1	pt2		50	(z)u,qplAGh,sif	δ3	DrPl,pz
50	Bv	Ut3	R 2		h1	c0	S1	pt3					
100	II ICv	Lts	XR 5		h0	c0	S1	pt4		100	lz,qplAGb,sif		DrPl,pz

BF 2491 Braunerde aus lössführendem, grusführendem Schluff (Hauptlage) über Lehmgrus (Basislage) mit dioritischem Plutonit (Paläozoikum)

Bedeckungskl. F Grundnässe G0 Hangnässe HG0 Humusform MOM nFK-100 (mm) 146

Erosionsstufe 1 Staunässe S0 Haftnässe H0 Trophie me FK-100 (mm) 256

UT	Horizont	FAd	Grob	Torf	Hum	Ca	Acid	TRD	SV	UT	Schicht	FKomp	Komponenten
5	Ah	Ut3	R 2		h4	c0	S4	pt2		50	(z)u,qplAGh,sif	δ3	DrPl,pz
50	Bv	Ut3	R 2		h1	c0	S4	pt3					
100	II ICv	Lts	XR 5		h0	c0	S1	pt3		100	lz,qplAGb,sif		DrPl,pz

Abbildung 4.17: Auszug aus den Erläuterungen zur Bodenkarte Hessen [HLUG, 2002].

Tabelle 4.5: Feinbodenarten nach Sponagel [2005]

Bodenart	Bezeichnung	Bodenartgruppe
Ss	reiner Sand	Reinsande
Sl2	schwach lehmiger Sand	Lehmsande
Sl3	mittel lehmiger Sand	Lehmsande
Sl4	stark lehmiger Sand	Sandlehme
Slu	schluffig-lehmiger Sand	Sandlehme
St2	schwach toniger Sand	Lehmsande
St3	mittel toniger Sand	Sandlehme
Su2	schwach schluffiger Sand	Lehmsande
Su3	mittel schluffiger Sand	Schluffsande
Su4	stark schluffiger Sand	Schluffsande
Ls2	schwach sandiger Lehm	Normallehme
Ls3	mittel sandiger Lehm	Normallehme
Ls4	stark sandiger Lehm	Normallehme
Lt2	schwach toniger Lehm	Normallehme
Lt3	mittel toniger Lehm	Schlufftone
Lts	sandig-toniger Lehm	Tonlehme
Lu	schluffiger Lehm	Tonschluffe
Uu	reiner Schluff	Sandschluffe
Uls	sandig-lehmiger Schluff	Lehmschluffe
Us	sandiger Schluff	Sandschluffe
Ut2	schwach toniger Schluff	Lehmschluffe
Ut3	mittel toniger Schluff	Lehmschluffe
Ut4	stark toniger Schluff	Tonschluffe
Tt	reiner Ton	Lehmtone
Tl	lehmiger Ton	Lehmtone
Tu2	schwach schluffiger Ton	Lehmtone
Tu3	mittel schluffiger Ton	Schlufftone
Tu4	stark schluffiger Ton	Schlufftone
Ts2	schwach sandiger Ton	Lehmtone
Ts3	mittel sandiger Ton	Tonlehme
Ts4	stark sandiger Ton	Tonlehme
fS	Feinsand	Reinsande
fSms	mittelsandiger Feinsand	Reinsande
fSgs	grobsandiger Feinsand	Reinsande
mS	Mittelsand	Reinsande
mSfs	feinsandiger Mittelsand	Reinsande
mSgs	grobsandiger Mittelsand	Reinsande
gS	Grobsand	Reinsande
Hn	Torf	Torf (Hilfseintrag)
m	Mudden	Mudden (Hilfseintrag)

CSV-Dateien zur Verfügung. Daten aus anderen Anwendungen, wie zum Beispiel MS Excel können über die Zwischenablage eingefügt werden. Die Gangliniendarstellung in **BLUEM.WAVE** erlaubt eine beliebige Anzahl von Achsen, was insbesondere bei Ergebnissen der integrierten immissionsbasierten Gewässergütesimulation hilfreich ist, da so Abfluss und unterschiedliche Stoffkonzentrationsverläufe übersichtlich in einem Diagramm dargestellt werden können. Neben der Darstellung von Zeitreihen können diese beschnitten und in verschiedene Formate exportiert werden. Die implementierten Analysefunktionen umfassen Mittelwert, Median, Minimum, Maximum, Standardabweichung, Doppelsummenanalyse, verschiedene Gütekriterien und eine Wahrscheinlichkeitsverteilung. Zu den implementierten Gütekriterien zählen

- Volumenfehler m in Prozent:

$$m = 100 \cdot \frac{\sum_{t=1}^T (Q_S^t - Q_M^t)}{\sum_{t=1}^T Q_M^t} \quad (4.60)$$

$Q_M^t = Q_{\text{Messung}}$ zum Zeitpunkt t
 $Q_S^t = Q_{\text{Simulation}}$ zum Zeitpunkt t

- Summe der Fehlerquadrate F^2 :

$$F^2 = \sum_{t=1}^T (Q_M^t - Q_S^t)^2 \quad (4.61)$$

- Effizienz E nach Nash und Sutcliffe [1970]:

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_M^t - Q_S^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_M^t - \overline{Q_O})^2} \quad (4.62)$$

- Korrelationskoeffizient r , Bestimmtheitsmaß r^2 :

$$r = \frac{s_{o,m}}{s_M \cdot s_S}$$

$$s_{M,m} = \frac{1}{n-1} \sum_{t=1}^T (Q_M^t - \overline{Q_O}) \cdot (Q_S^t - \overline{Q_S})$$

$$s_M = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{t=1}^T (Q_M^t - \overline{Q_M})^2}$$

$$s_S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{t=1}^T (Q_S^t - \overline{Q_S})^2}$$

$s_{M,m}$ = Kovarianz
 s = Standardabweichung
 s_M = s der gemessenen Werte
 s_S = s der simulierten Werte
 n = Anzahl der Ganglinienordinaten
 $\overline{Q_M}$ = Mittelwert des gemessenen Abflusses
 $\overline{Q_S}$ = Mittelwert des simulierten Abflusses

(4.63)

- Hydrologische Deviation nach Schultz [1968]:

$$D = 200 \cdot \frac{\sum_{t=1}^T |Q_S^t - Q_M^t| \cdot Q_M^t}{n \cdot Q_{M,max}^2}$$

$Q_{M,max}$ = Maximaler gemessener Abfluss

(4.64)

4.7 BLUEM.OPT

BLUEM.OPT ist ein Optimierungswerkzeug. Neben Sensitivitätsanalysen erlaubt es die mono- oder multikriterielle Optimierung auf Basis von genetischen Algorithmen. Neben der Optimierung von reellwertigen Problemen [Muschalla, 2006] wurde von Hübner [2010] ein Verfahren zur memetischen Optimierung integriert. **BLUEM.OPT** variiert eine beliebige Anzahl von Parameter und Kenngrößen in den Eingabedateien von **BLUEM.SIM_{R,C}**, steuert **BLUEM.SIM_{R,C}** über eine .Net-Schnittstelle an, evaluiert die Ergebnisse in jedem Durchlauf und optimiert die Parameter und Kenngrößen hinsichtlich beliebig definierbarer Zielfunktionen.

4.8 Modellkopplung

Wie in Kapitel 3.1.2 beschrieben, lassen sich prinzipiell zwei Arten der Modellkopplung unterscheiden: Die sequentielle und die parallele Kopplung. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit kommt nur eine parallele Kopplung in Frage, da nur auf diesem

Wege Wechselwirkungen zwischen den Teilsystemen berücksichtigt werden können und Maßnahmen in allen Teilbereichen des Einzugsgebietes untersucht werden können.

Für die parallele Kopplung von Modellen sind verschiedene Randbedingungen notwendig. So müssen die zu koppelnden Modelle über Schnittstellen verfügen, die während der Simulation einen Datenaustausch mit anderen Modellen zulassen. Die Implementierung solcher Schnittstellen ist in den meisten Fällen nur mit einem Zugriff auf den Quellcode des Programms möglich.

Abbildung 4.18 gibt eine Übersicht aller Teilkomponenten des entwickelten integrierten Modellsystems und deren Kopplung. Neben den bereits erwähnten Komponenten wurden auch **BLUEM.WAVE** und **BLUEM.OPT** mit in die Darstellung integriert.

Kernkomponenten des integrierten Modellsystems sind **BLUEM.SIM_{R,C}**, also die Komponenten, in denen die Basissystemstruktur (vgl. Kapitel 4.5.1 des Einzugsgebietes und des Gewässerverlaufes abgebildet wird. Die Definition dieser Basissystemstruktur erfolgt durch den Import von ASCII-Dateien (zur genauen Beschreibung dieser Eingabedateien sei auf ihwb [2010] verwiesen). Ein Teil dieser Eingabedateien wird von **BLUEM.GIS** automatisiert aus GIS-Daten zur Landnutzung, Bodenverteilung, Einleitungsstellen sowie der Topographie (DGM) und der beschriebenen Bodendatenbank erstellt. Darüber hinaus wird über eine Importroutine von **BLUEM.SIM_C** die mit **SIMBA** definierte Matrix des Gewässergütemodells in binärer Form eingelesen.

Die Teilsystemstruktur der urbanisierten Gebiete wird ebenfalls mittels ASCII-Dateien definiert (zur genauen Beschreibung dieser Eingabedateien sei auf Ostrowski u. a. [2007c,d] verwiesen). Hierbei wird jedes Siedlungsgebiet innerhalb des Gesamteinzugsgebietes durch einen eigenen Datensatz repräsentiert. Befinden sich mehrere Siedlungsgebiete innerhalb eines Einzugsgebietes werden diese jeweils mit einem eigenen Exemplar von **BLUEM.SIM_U** simuliert.

Wie in Kapitel 4.5.1 beschrieben, muss an allen Einleitungsstellen der Siedlungsentwässerung ein Datenaustausch zwischen **BLUEM.SIM_{R,C}** und der jeweiligen Instanz von **BLUEM.SIM_U** stattfinden. Zur Realisierung dieser parallelen Kopplung wird auf das **OpenMI**-Framework zurückgegriffen [Moore u. a., 2004; Blind und Gregersen, 2005; Gregersen u. a., 2007]. Zur Verwendung von **OpenMI** als Kopplungswerkzeug müssen die zu koppelnden Modelle mit entsprechenden Schnittstellen ausgerüstet werden [Reußner u. a., 2008a, 2009]. Über eine graphischen Benutzeroberfläche (**OpenMI Configuration Editor**) können dann Verknüpfungen zwischen den Model-

len definiert werden. Hierbei wird neben dem Ort der Verknüpfung auch die Art der zu übergebenden Werte festgelegt, zudem können Konvertierungsroutinen aufgerufen werden.

Während **BLUEM.SIM_R** im Rahmen der vorliegenden Arbeit mit denselben Stoffgruppen rechnet wie das **BLUEM.SIM_C**-Gewässergütemodell, verwendet **BLUEM.SIM_U** andere Stoffgruppen. Die **BLUEM.SIM_U**-Stoffgruppen für Stickstoff und Phosphor können direkt übernommen werden, für die übrigen Stoffgruppen sind Konvertierungen erforderlich. Hierbei wird prinzipiell auf Vorschläge von Bornemann u. a. [1998] zurückgegriffen. Die Stoffgruppen S_S und S_I werden demzufolge aus den **BLUEM.SIM_U**-Stoffgruppen CSB und AFS bestimmt [Schütze und Alex, 2009], wobei für Kläranlage und Entlastungsbauwerke leicht unterschiedliche Parameter berücksichtigt werden, die über eine Eingabedatei verändert werden können. Die Stoffgruppen S_O , S_{ALK} , S_{IC} und X_A werden in **BLUEM.SIM_U** nicht modelliert und müssen daher an der Schnittstelle zwischen den beiden Modellen gesetzt werden. Für die Sauerstoffkonzentration wird ein Wert von 5.46 mg/l angenommen, der damit unter der Sättigungskonzentration liegt. Der pH-Wert des Kläranlagenablaufes wird auf 7.0 gesetzt, Mischwasserereinigungen werden mit pH = 7.4 parametrisiert. Die Umwandlung in die **BLUEM.SIM_C**-Stoffgruppen S_{ALK} und S_{IC} erfolgt gemäß Gleichung 4.37. Für X_A wird eine Konzentration von Null angenommen.

Abbildung 4.19 zeigt die prinzipielle Kopplung unterschiedlicher Modelle unter Verwendung des **OpenMI**-Frameworks. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit fordert **BLUEM.SIM_{R,C}** in jedem Zeitschritt per „Get-Value“-Befehl für jede Verknüpfung mit einer Einleitungsstelle einer **BLUEM.SIM_U**-Instanz einen Ergebnisvektor an. **BLUEM.SIM_U** berechnet dann die jeweilige urbane Teilsystemstruktur und liefert Abfluss und Stoffkonzentrationen für die gewünschte Verknüpfung zurück. Hierbei wird automatisiert die definierte Konvertierung der Stoffgruppen aus **BLUEM.SIM_U** auf die Stoffgruppen des Gewässergütemodells in **BLUEM.SIM_C** durchgeführt. Details der Implementation der **OpenMI**-Schnittstellen, deren genauen Funktionsweise und die informationstechnischen Hintergründe finden sich in Reußner u. a. [2008a, 2009].

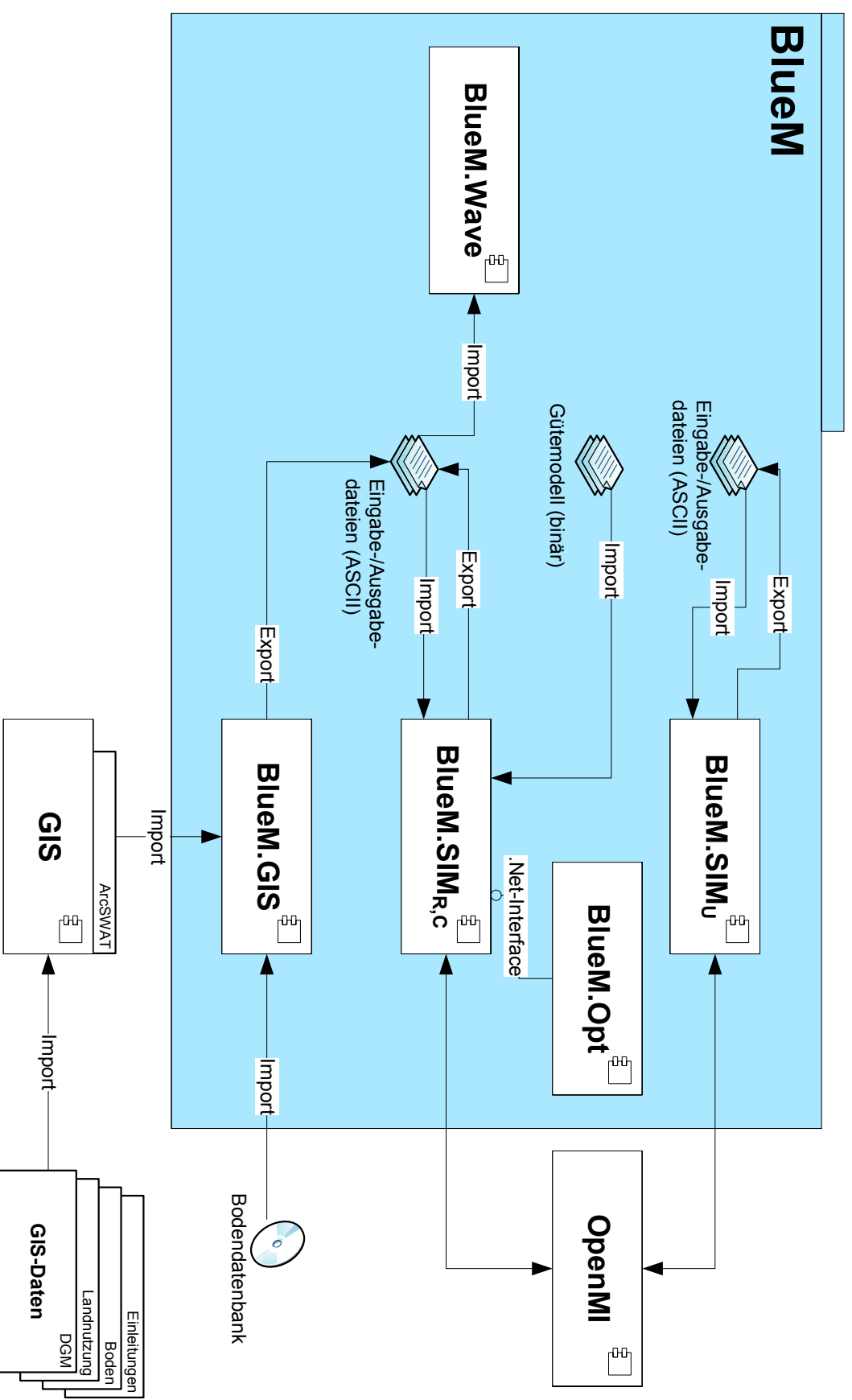


Abbildung 4.18: Zusammenspiel der Komponenten des integrierten Modellkonzepts.

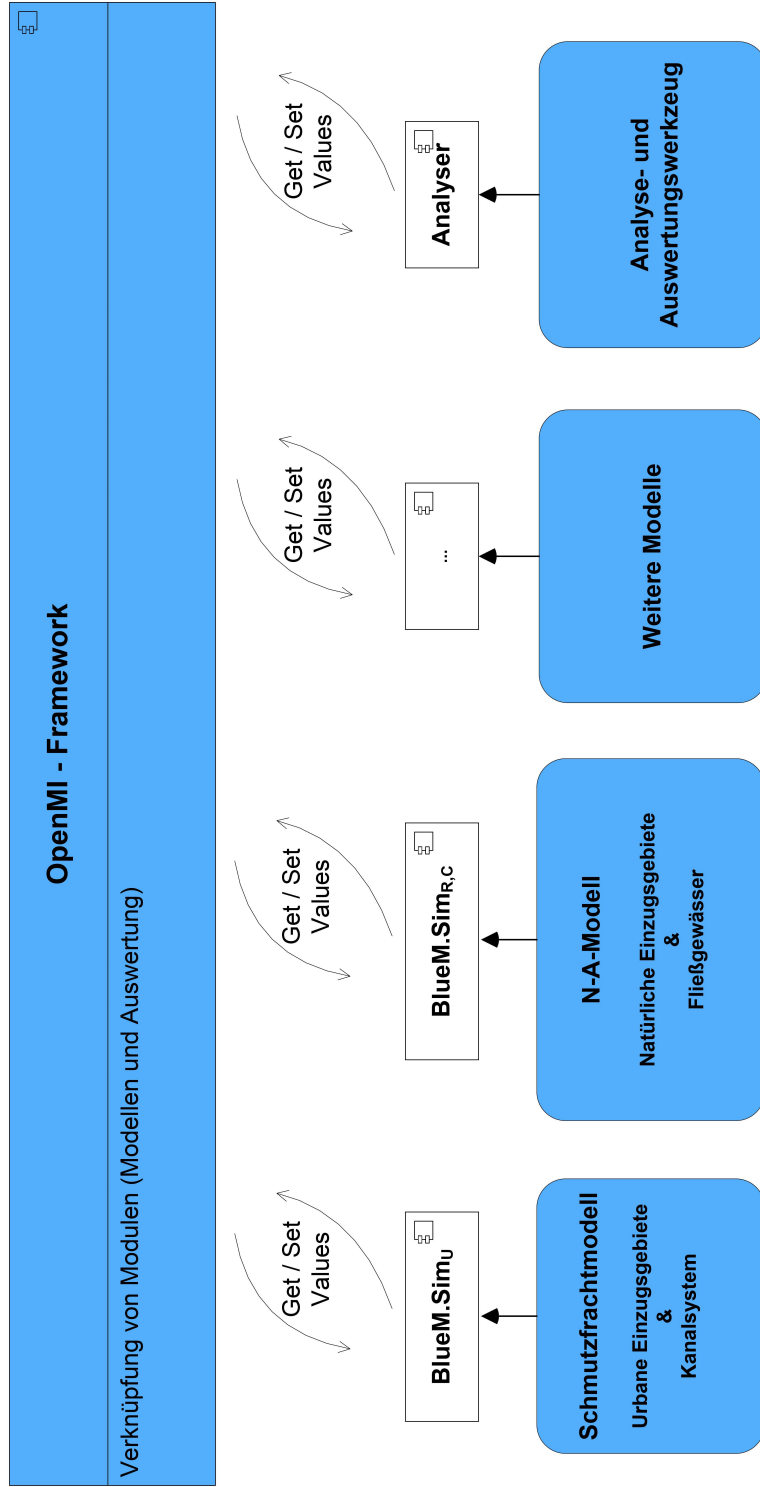


Abbildung 4.19: Modellkopplung mittels OpenMI-Framework. Nach Reußner u. a. [2008a].



5 Modellanwendung

5.1 Fallbeispiel Modau

Die Anwendbarkeit des entwickelten Modellkonzepts wird an einem praktischen Beispiel demonstriert. Ausgewählt wurde das Einzugsgebiet der oberen Modau (Hessen), da es in geradezu repräsentativer Weise die Charakteristiken eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung aufweist. Neben natürlichen (überwiegend bewaldeten Flächen) wird das Einzugsgebiet intensiv landwirtschaftlich genutzt. Darüber hinaus finden sich mehrere Siedlungsgebiete innerhalb des Einzugsgebietes. Neben dieser guten Eignung als Fallbeispiel sprachen bereits durchgeführte Untersuchungen des Fachgebiets ihwb für die Verwendung der Modau als Fallbeispiel, da auf die Ergebnisse und Erfahrungen aus diesen Projekten zurückgegriffen werden konnte. Die für die vorliegende Arbeit wichtigen Charakteristika des Einzugsgebietes werden in den folgenden Abschnitten kurz beschrieben, für detaillierte Informationen sei auf Müller [1996]; Klawitter [2000]; Kraft [2001]; Leichtfuß u. a. [2006]; Schröter und Ostrowski [2006]; Klawitter [2006]; Ostrowski u. a. [2007a,b]; Günther u. a. [2008]; Gallo [2009] verwiesen.

Die urbanen und ruralen Teile des Einzugsgebietes wurden entsprechend den realen Bedingungen in das integrierte Modellsystem überführt. Neben den hierbei immer notwendigen Abstraktionen und Vereinfachungen lagen weder qualitativ noch quantitativ ausreichende Daten für alle Teilkomponenten des Modells vor. An den entsprechenden Stellen wurden Annahmen getroffen. Entsprechend der begrenzten Informationsdichte sind die Ergebnisse der Praxis entsprechend mit erheblichen Unsicherheiten behaftet.

5.1.1 Lage, Topographie, Gewässersystem

Das Einzugsgebiet der Modau liegt in Südhessen, südlich der Stadt Darmstadt und weist eine Gesamtgröße von 204 km² auf. Die Modau ist ein hessisches Nebengewässer des Oberrheins. Das Gesamteinzugsgebiet besteht aus zwei sich stark unterscheidenden Bereichen. Die Hälfte des Einzugsgebietes wird von der hessischen Rheinebene geprägt, der östliche Teil des Einzugsgebietes liegt nahezu komplett im geologischen Bereich des kristallinen Odenwaldes. Im Rahmen dieses Fallbeispiels wird nur der Bereich der oberen Modau von der Quelle bis zum Pegel Eberstadt betrachtet, der eine Einzugsgebietsgröße von ca. 92 km² aufweist. Abbildung 5.1 zeigt das digitale Höhenmodell (25m x 25m) der oberen Modau

sowie den Verlauf der Gewässer im Einzugsgebiet der oberen Modau. Abbildung 5.2 zeigt zum besseren Verständnis der nachfolgenden Beschreibung die Siedlungsgebiete im Bereich der oberen Modau.

Die Modau entspringt im Südosten des Einzugsgebietes ca. 1 km nördlich der Neunkirchner Höhe. Von dort fließt sie zunächst in westlicher Richtung. Ab der Ortschaft Brandau verläuft sie in nördlicher Richtung durch die Ortschaften Hoxhohl, Ernsthofen, Ober- und Nieder-Modau. Kurz vor der Stadt Ober-Ramstadt befindet sich das Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt (HWRB). In Ober-Ramstadt wendet sich der Verlauf der Modau von Norden nach Westen und der Fluss passiert Nieder-Ramstadt und Eberstadt.

Wichtige Zuflüsse vor dem Hochwasserrückhaltebecken sind der Wurzelbach, der in Hoxhohl in die Modau mündet sowie der Neutscher Bach, der unterhalb von Ober-Modau einmündet. In Nieder-Ramstadt mündet der Waschenbach in die Modau, zwischen Nieder-Ramstadt und Eberstadt der Beerbach.

Das Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt liegt im Tal der Modau etwa 300 m oberhalb des Stadtrandes von Ober-Ramstadt. Es wird im Dauerstau betrieben und dient dem Hochwasserschutz der unterhalb liegenden Ortschaften. Die Eckdaten können Tabelle 5.1 entnommen werden. Das Einzugsgebiet der oberen Modau bis zum Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt hat eine Größe von ca. 37 km², die Fließlänge beträgt ungefähr 14 km.

Dem Dauerstau ist eine Vorsperre vorgelagert, um das ankommende Geschiebe der Modau von dem Dauerstaubereich fernzuhalten [Wasserverband Modaugebiet, 2002].

5.1.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet gehört zur humidgebietlichen Zone. Es treten relativ hohe Niederschläge und niedrige Temperaturen auf. Die Jahresniederschläge variieren zwischen 700 mm im Bereich von Darmstadt-Eberstadt und 1100 mm im Quellgebiet der Modau. Es ist eine deutliche Niederschlags-Höhen-Korrelation erkennbar.

Die mittleren Jahrestemperaturen im höheren Odenwald (400 mNN) liegen bei 8,4°C. Der Juli ist im langjährigen Mittel mit 16,9°C der wärmste Monat während der Januar mit -0,8°C der kälteste Monat im Jahr ist.

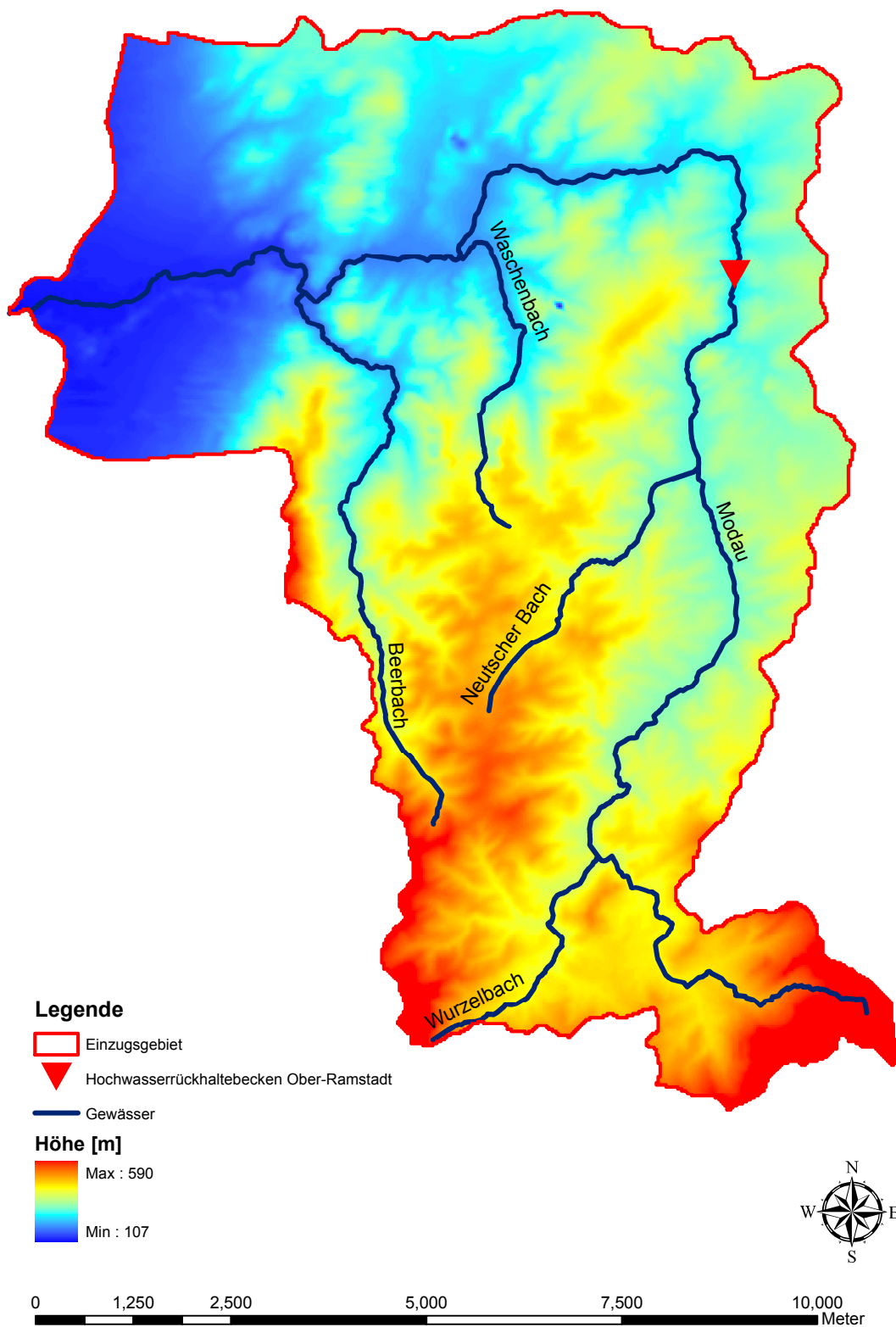


Abbildung 5.1: Gewässerverlauf und digitales Höhenmodell [BGK, 2005] der oberen Modau.

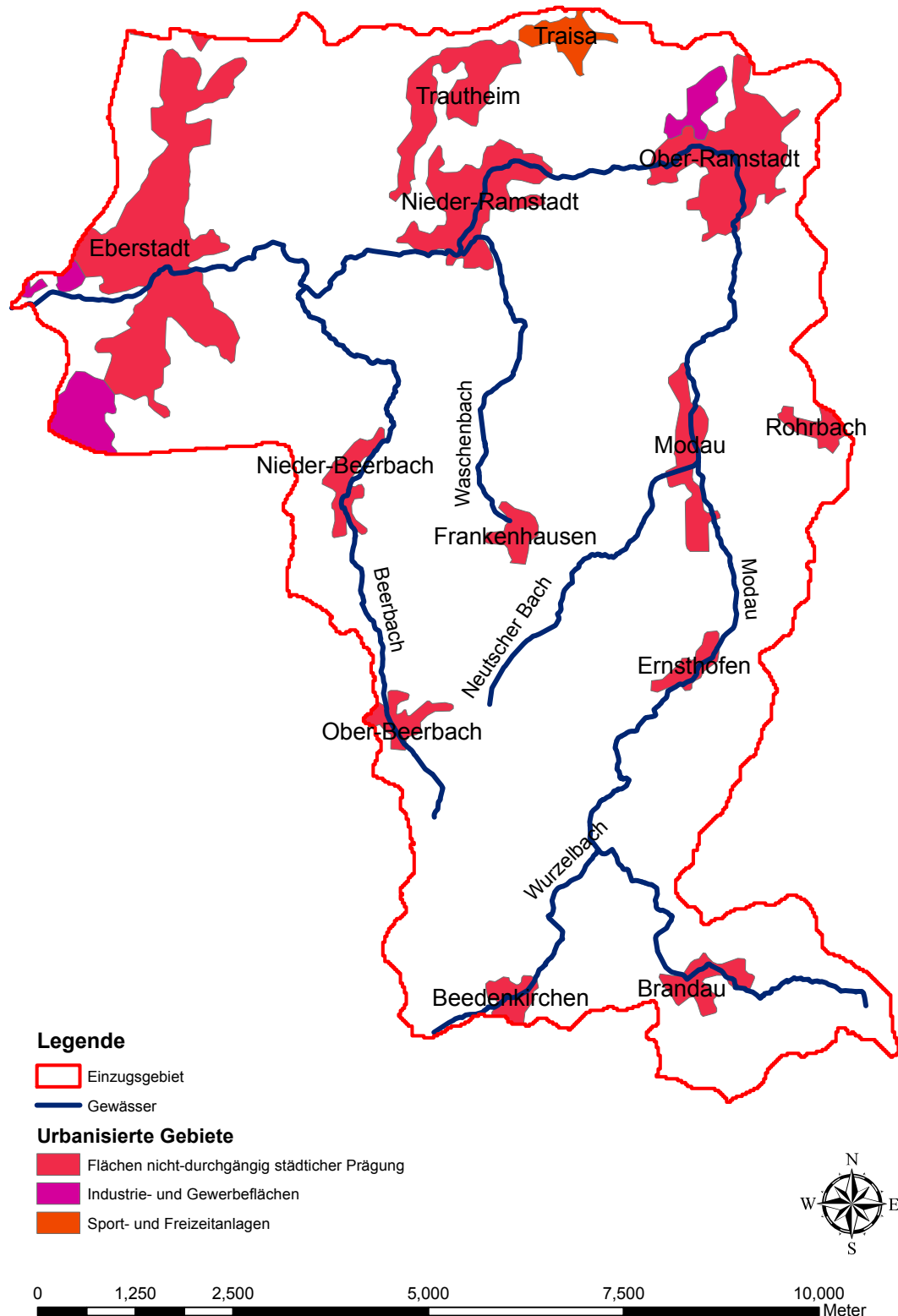


Abbildung 5.2: Urbanisierte Gebiete im Einzugsgebiet der oberen Modau

Tabelle 5.1: Daten des Hochwasserrückhaltebeckens Ober-Ramstadt [Wasserverband Modaugebiet, 2002]

Einzugsgebiet an der Sperrstelle	37.1	km ²
Bemessungshochwasser HQ ₁₀₀	18.0	m ³ /s
Bemessungshochwasser HQ ₂₀₀	22.0	m ³ /s
Regelabfluß	6.7	m ³ /s
Leistung der Hochwasserentlastung HQ ₁₀₀₀	28.0	m ³ /s
Dauerstaufläche	3.1	ha
Dauerstauinhalt	48000.0	m ³
HW-Schutzraumfläche bei Stauziel	13.1	ha
Inhalt bei Stauziel	390000.0	m ³
Talsole	NN+261.45	m
Dammkrone	NN+216.48	m
Dauerstauziel	NN+210.00	m
Rundweg	NN+211.00	m
Stauziel	NN+214.50	m
Bemessungsstauziel	NN+215.25	m
Höchstes Stauziel	NN+215.39	m

5.1.3 Landnutzung

In Abbildung 5.3 ist die Landnutzungsverteilung im Einzugsgebiet der Modau nach Bossard u. a. [2000] und DLR [2005] dargestellt. Die Verteilung zeigt die in Kapitel 1.1 und 2.1 beschriebene vielfältige und stark durchmischte Nutzung. So finden sich beispielsweise bereits in den Quellgebieten von Modau und Wurzelbach nicht nur Waldflächen sondern auch landwirtschaftlich genutzte Flächen. Aber auch im weiteren Verlauf der Modau sowie der Nebengewässer und im unteren Einzugsgebiet finden sich neben landwirtschaftlich genutzten Flächen immer wieder Waldflächen.

Mit 44% hat die landwirtschaftliche Nutzung den größten Anteil an der Gesamtnutzung des Einzugsgebietes. Mit 16,9% dominieren komplexe Parzellenstrukturen gefolgt von nicht bewässertem Ackerland mit 15,6%. 7,5% des Einzugsgebietes sind Wiesen und Weiden, der Anteil an landwirtschaftlich genutzten Flächen mit natürlicher Bodenbedeckung ist gering (3,2%).

Den zweitgrößten Anteil an der Landnutzung haben die weitgehend natürlichen Gebiete mit 43,3% (20,1% Laubwald, 17,8% Mischwald, 5% Nadelwald und 0,5% Wald-Strauch-Übergangsstadien).

Die urbanisierten Gebiete nehmen 12,2% der Einzugsgebietsfläche ein und unterteilen sich in 10,3% städtische geprägter Flächen, 1,6% Industrie- und Gewerbeflächen und 0,3% Sport- und Freizeitanlagen. Abbauf Flächen für Mineralien können bei einem Anteil von 0,4% an der Einzugsgebietsfläche vernachlässigt werden.

Die urbanisierten Gebiete verteilen sich auf die zwölf Städte und Gemeinden Beedenkirchen, Brandau, Hoxhohl, Ober-Beerbach, Ernsthofen, Nieder-Beerbach, Frankenhausen, Ober- und Nieder-Modau, Rohrbach Ober-Ramstadt, Nieder-Ramstadt und Eberstadt (vgl. Abbildung 5.2).

5.1.4 Geologie und Boden

Das Einzugsgebiet der oberen Modau liegt nahezu komplett im Bereich des kristallinen Odenwaldes. Nach Harres und Höllwarth [1982] liegen überwiegend basische und saure metamorphische und magmatische Gesteine vor. Die Gesteinskomplexe sind von Löß- und Verwitterungsaufträgen überdeckt, die das Ausgangssubstrat für die heute vorfindbaren Bodentypen im Einzugsgebiet darstellen.

Die Verteilung der Bodentypen im Einzugsgebiet der oberen Modau gemäß HLUg [2002] zeigt Abbildung 5.4.



Legende

- Einzugsgebiet
- Gewässer

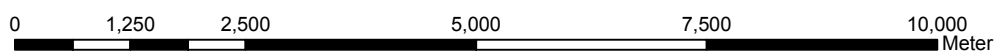


Abbildung 5.4: Bodentypen im Bereich der oberen Modau [HLUG, 2002].

Noch stärker als bei der Landnutzungsverteilung ist die große räumliche Variabilität der Böden zu erkennen. 113 unterschiedliche Bodentypen verteilen sich auf insgesamt 2188 Teilflächen.

5.1.5 Punktuelle Belastungen

Die punktuellen Belastungen im Einzugsgebiet der oberen Modau setzen sich aus den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung und den Kläranlagenabläufen zusammen. Der überwiegende Teil der urbanisierten Gebiete entwässert im Mischsystem, vereinzelt finden sich auch Trenngebiete (z. B. in Eberstadt).

Bei der Ermittlung der punktuellen Belastungen ist zu berücksichtigen, dass nicht alle Ortslagen innerhalb des Einzugsgebietes in die Modau oder deren Nebenflüsse entwässern. Die Ortschaften Beedenkirchen und Ober-Beerbach entwässern und entlasten zum Teil in außerhalb der Einzugsgebietsgrenze liegende Gewässer oder Kläranlagen.

In Abbildung 5.5 sind die Einleitungen der Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung, die Lage der Kläranlagen und der Standort des Hochwasserrückhaltebeckens dargestellt. Im Einzugsgebiet der oberen Modau gibt es die vier Kläranlagen Brandau, Ernsthofen, Nieder-Ramstadt und Eberstadt. In den Gemeinden, deren Kanalnetze in das Gewässersystem der Modau entlasten, befinden sich insgesamt 75 Entlastungsbauwerke.

5.1.6 Ermittlung der Systemstruktur

Wie in Abbildung 5.5 ersichtlich, liegen einige der Einleitungsstellen sehr nahe zusammen. Wie in Kapitel 4.5.1 erläutert, werden neben topographischen Gesichtspunkten die Einleitungsstellen zur Unterteilung des Einzugsgebietes in Teileinzugsgebiete herangezogen. Zur Vermeidung extrem kleiner Teileinzugsgebiete wurden daher eng zusammenliegende Einleitungen und Kläranlagenabläufe zusammengefasst. Erfahrungsgemäß sind die Abflusstransformations- und Stoffprozesse auf zweihundert Meter langen Gerinnestrecken gering, sodass alle Punkte, die weniger als zweihundert Meter voneinander entfernt waren für die Systemstrukturanalyse zu einer Einleitestelle zusammengefasst wurden. Abbildung 5.6 zeigt die nach der Zusammenfassung verbleibenden 45 Punkte. Mit dem Hochwasserrückhaltebecken und den sich aus der Topographie und den Gewässerläufen ergebenden Schnittpunkte ergeben sich für die rurale Basissystemstruktur 64 Teileinzugsgebiete. Diese sind zusammen mit den ermittelten längsten Fließwegen ebenfalls in Abbildung 5.6 dargestellt.

Durch Überlagerung der Landnutzungskategorien mit den Bodentypen wurden mit ArcSWAT die Elementarflächen (EFLs) für die Teileinzugsgebiete bestimmt. Hierbei wurden zur Begrenzung der EFL-Anzahl je Teileinzugsgebiet nur Landnutzungskategorien und Bodentypen mit mehr als 15% Anteil an der Teileinzugsgebietsfläche berücksichtigt. Beim Gefälle wurde eine entsprechende Begrenzung nicht durchgeführt.

Die mit ArcSWAT ermittelten Ergebnisse wurden mittels **BLUEM.GIS** in **BLUEM.SIM_{R,C}**-Eingabedateien umgewandelt. Kennwerte und Parameter der Bodentypen und -arten wurden unter Verwendung der Bodendatenbank ermittelt. Die von **BLUEM.SIM_R** benötigten Landnutzungsparameter wurden aus DVWK [1986], DVWK [1995], HLUG [2002], DVWK [2002], Scheffer und Schachtschabel [2002] und Sponagel [2005] vor allem aber aus der Überblicksarbeit von Schneider [2007] entnommen. Die Gerinneprofilaten wurden aus den Daten des Retentionskatasters Hessen und der Profildaten des Wasserverbandes Modaugebiet abgeleitet.

Danach wurden mit **BLUEM.GIS** Flächen mit urbaner Landnutzung aus der Basissystemstruktur eliminiert. Zur detaillierten Beschreibung der urbanen Teilsystemstrukturen innerhalb des Einzugsgebietes wurde auf bestehende **SMUSI/BLUEM.SIM_U**-Datensätze zurückgegriffen. Dies sind die Datensätze Brandau, Ernsthofen, AVM (Abwasserverband Modau) und Eberstadt.

5.1.7 Modellierungszeitraums und Abflusskalibrierung

Die Wahl des Modellierungszeitraumes wird maßgeblich durch die vorhandenen Daten begrenzt, da die Eingangsdaten aufgrund des Simulationszeitschrittes von fünf Minuten zeitlich entsprechend hochaufgelöst vorliegen müssen.

Innerhalb sowie in der Nähe des Einzugsgebietes der oberen Modau liegen drei Niederschlagsmessstationen (Modautal-Neunkirchen, Seeheim-Jugenheim und Ober-Ramstadt). Die Niederschlagserfassung erfolgt dort als Tagessummenwerte, die im Rahmen einer zeitlich hochaufgelösten Modellierung nicht verwendet werden könnten. Im Rahmen bereits durchgeführter Arbeiten wurden einzelne Niederschlagsereignisse mittels einer Regressionsanalyse in 5-Minuten-Zeitschritte überführt. Hierbei wurden als Basis die Daten der Niederschlagsmessstation Darmstadt gewählt, deren Messintervall ≤ 5 Minuten ist [Klawitter, 2006; FRAMEWORK, 2000].

Einzige Pegelmessstation im Einzugsgebiet ist der Pegel Eberstadt, an dem der Wasserstand in der Mo-

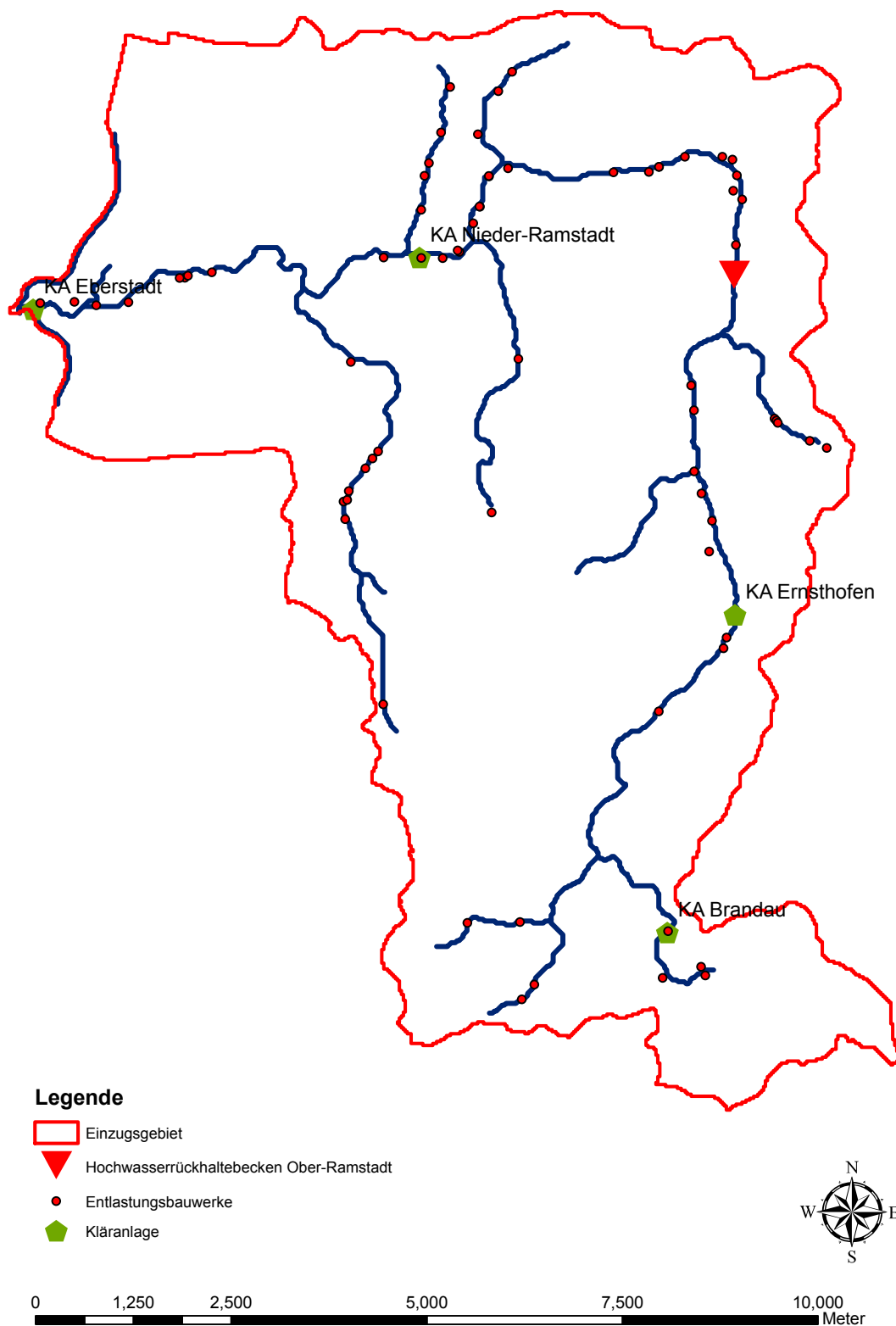


Abbildung 5.5: Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung, Kläranlagen, Hochwasserrückhaltebecken.

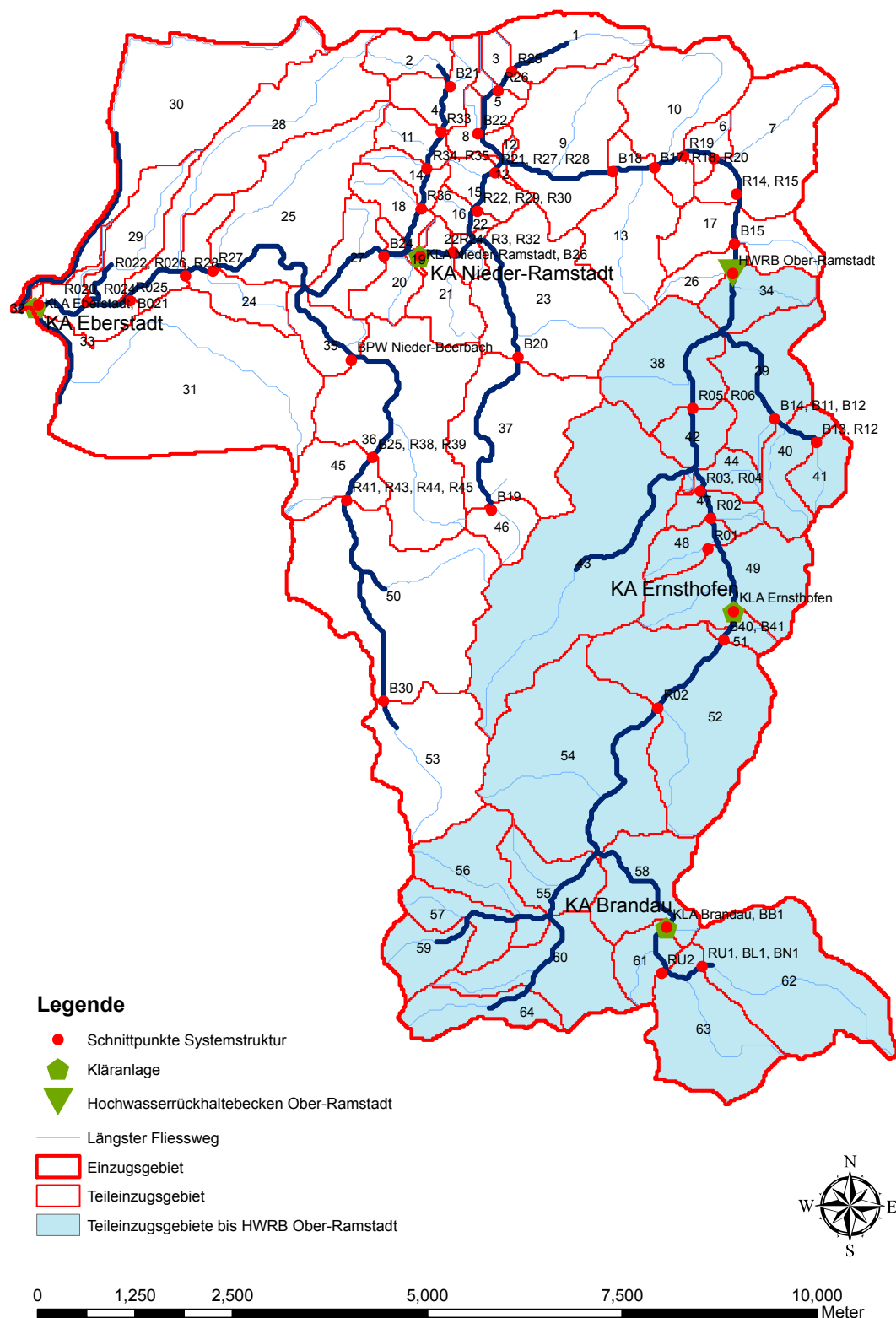


Abbildung 5.6: Schnittpunkte, Teileinzugsgebiete und längste Fließwege der ruralen Basissystemstruktur.

dau gemessen wird. Mit Hilfe einer Schlüsselkurve werden die gemessenen Wasserstände in Abflusswerte überführt. Ein Großteil älterer Messungen liegt nicht in digitaler Form vor. Die Daten in digitaler Form liegen in 15-Minuten-Schritten, teilweise auch in 5-Minuten-Schritten vor. Die Qualität der Abflussdaten ist aufgrund der verwendeten Schlüsselkurve und des am Pegel vorliegenden Trapezprofils generell zu hinterfragen.

Als Modellierungszeitraum für das Fallbeispiel Modau wurden Zeitfenster gewählt, für die Niederschlags- und Pegeldaten in 5-minütiger Auflösung und auch Zeitreihen für die Temperatur und die Verdunstung zur Verfügung stehen. Bei der Wahl wurde zusätzlich darauf geachtet, dass es sich nach Möglichkeit um mehrgipfelige Niederschlags- und Abflussereignisse handelt. Es konnten zwei geeignete Zeiträume identifiziert werden:

- 11.04.1994 - 18.04.1994 und
- 12.12.1993 - 29.12.1993.

Für die rurale Basissystemstruktur erfolgte im Anschluss an eine Sensitivitätsanalyse eine multikriterielle Optimierung der besonders sensitiven Parameter. Für die Bodenfeuchtesimulation sind zwei Parameter von entscheidender Bedeutung. Die maximale Infiltrationsrate $MaxInf$ hat einen maßgeblichen Einfluss auf die Aufteilung des Niederschlags in jenen Anteil, der zum Oberflächenabfluss wird und jenem, der in den Bodenkörper einsickert. Innerhalb der modellierten Bodensäule hat der k_f -Wert einen großen Einfluss auf die Aufteilung in Zwischenabfluss und Basisabfluss, da mit dem k_f -Wert die Perkolationsrate jeder Schicht parametrisiert wird (vgl. Kapitel 4.2.4.3). Weitere sensitive Parameter sind der Aufteilungsfaktor β , der den Oberflächenabfluss auf die schnelle und langsame Kaskade aufteilt, sowie die Retentionskonstanten der Oberflächenkaskaden (k_1 , k_2) sowie des Zwischenabfluss- und Basisabflussspeichers (k_z , k_b).

Aus der Bodendatenbank wurden für alle 40 Bodenarten die im Rahmen der Optimierung zulässigen Variationsbereiche durch den Minimalwert bei der Rohdichteklasse ρ_{4-5} und den Maximalwert bei der Rohdichteklasse ρ_{1-2} begrenzt. Die maximale Infiltrationsrate wurde für jede Bodenart auf $2 \cdot k_f$ festgesetzt.

Die Aufteilung in schnellen und langsamen Oberflächenabfluss, sowie die entsprechenden Retentionskonstanten werden maßgeblich von topographischen Einflüssen bestimmt. Sowohl Wackermann [1981] als auch Zaiß [1986] leiten die Parameter daher aus einer Kombination (L_{max}/\sqrt{I}) aus längstem Fließweg L_{max} sowie Gefälle I ab. Zur Begrenzung

der Optimierungsaufgabe wurden die Teileinzugsgebiete bezüglich der Größe L_{max}/\sqrt{I} in sechs Klassen [0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-30; 30-60] unterteilt. Für jede dieser Klassen wurden für den Aufteilungsfaktor β sowie die beiden Retentionskonstanten k_1 und k_2 die Variationsbereiche aus Zaiß [1986] und Wackermann [1981] bestimmt.

Die Retentionskonstanten für den Zwischenabfluss k_z sowie den Basisabfluss k_b wurden für das gesamte Einzugsgebiet in festgelegten Grenzen variiert.

Die Tabellen 5.2 und 5.3 geben einen Überblick der variierten Parameter sowie deren jeweiligen Unter- und Obergrenzen.

Die Bestimmung der Parameter erfolgte durch eine multikriterielle Optimierung unter Verwendung von **BLUEM.OPT**. Als Referenz wurde die Abflussganglinie am Pegel Eberstadt für das Ereignis des Jahres 1994 herangezogen. Die beiden Zielfunktionen der Optimierung waren die Effizienz E nach Nash und Sutcliffe [1970] und der Volumenfehler m (vgl. Kapitel 4.6). In Abbildung 5.7 sind die Ganglinien von neun pareto-optimalen Lösungen dargestellt. Abbildung 5.8 zeigt die Goodness-of-Fit-Analyse der Lösung L 1644, die zugehörigen Gütekriterien finden sich in Tabelle 5.4. Die sehr guten Gütekriterien bestätigen die optisch gute Übereinstimmung zwischen Messung und Modellierung in Abbildung 5.8.

Abbildung 5.9 zeigt den Vergleich zwischen gemessener und modellierter Abflussganglinie der ruralen Basissystemstruktur für das Ereignis vom Dezember 1993. In Abbildung 5.10 ist die zugehörige Darstellung der Goodness-of-Fit-Analyse dargestellt. Die Werte der entsprechenden Gütekriterien finden sich in Tabelle 5.4. Auch für das Validierungsereignis zeigt sich eine optisch gute Übereinstimmung zwischen gemessener und modellierter Abflussganglinie, die auch von den Werten der Gütekriterien bestätigt wird. Im Bereich der ersten kleineren Regenerereignisse werden nicht alle Spitzen der gemessenen Abflussganglinie im Modell wiedergegeben, wodurch auch die Volumendifferenz von knapp 10% erklärt werden kann. Neben der mangelnden Kenntnis über die kleinräumliche Verteilung der Niederschläge können die fehlenden Abflussspitzen auch durch die in der ruralen Basissystemstruktur nicht berücksichtigten urbanen Entlastungen begründet sein.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Qualität der Ergebnisse als sehr gut zu bezeichnen ist. Die betrachteten Gütekriterien sind alle gleich gut oder besser als die für diese Ereignisse von Klawitter [2006] erzielten Ergebnisse, der ein flächendifferenziertes Rastermodell mit räumlicher Verteilung des Niederschlages anwendete. Allerdings fasste Klawitter die im Einzugsgebiet vorhandenen 113 Bodentypen zu 14 repräsentativen Bodentypen und

Tabelle 5.2: Optimierungsparameter I (Boden)

Parameter	Min	Max	Optimal
Durchlässigkeitsbeiwert k_f [mm/h]			
$k_{f,Lt3}$	1	9	2.34
$k_{f,Tl}$	1	4	1.73
$k_{f,Ts2}$	1	4	1.65
$k_{f,Ts3}$	3	7	3.94
$k_{f,Tt}$	1	2	1.19
$k_{f,Tu2}$	1	4	1.68
$k_{f,Tu3}$	1	8	5.49
$k_{f,Lt2}$	2	13	11.03
$k_{f,Lts}$	2	13	4.47
$k_{f,Lu}$	2	19	13.13
$k_{f,Tu4}$	2	14	4.05
$k_{f,Us}$	2	16	10.84
$k_{f,Ut2}$	1	14	1.31
$k_{f,Ut3}$	1	18	13.21
$k_{f,Ut4}$	1	19	7.80
$k_{f,Uu}$	1	14	8.65
$k_{f,Slu}$	5	25	9.41
$k_{f,Ls2}$	4	21	10.50
$k_{f,Ls3}$	4	31	4.57
$k_{f,Ls4}$	4	29	11.64
$k_{f,Su4}$	7	25	21.76
$k_{f,Ts4}$	3	22	19.61
$k_{f,Uls}$	2	21	14.84
$k_{f,Hn}$	16	16	16.00
$k_{f,m}$	16	16	16.00
$k_{f,Sl3}$	12	41	35.82
$k_{f,Sl4}$	13	42	40.81
$k_{f,St3}$	10	48	16.12
$k_{f,Su3}$	13	37	24.95
$k_{f,Sl2}$	21	68	49.23
$k_{f,St2}$	28	75	41.86
$k_{f,Su2}$	27	73	65.46
$k_{f,fs}$	83	171	165.69
$k_{f,fSms}$	83	171	104.19
$k_{f,fSgs}$	83	171	155.23
$k_{f,Ss}$	95	157	126.39
$k_{f,mS}$	104	282	246.75
$k_{f,mSfs}$	104	282	191.37
$k_{f,mSgs}$	104	282	156.32
$k_{f,gS}$	139	875	364.33

Tabelle 5.3: Optimierungsparameter II (Abflusskonzentration)

Parameter	Min	Max	Optimal
Aufteilungsfaktor β [-]			
β_{00-05}	0.80	1.00	0.86
β_{05-10}	0.50	0.90	0.62
β_{10-15}	0.35	0.70	0.60
β_{15-20}	0.30	0.50	0.35
β_{20-30}	0.20	0.45	0.30
β_{30-60}	0.10	0.40	0.26
Retention schneller Oberflächenabfluss k_1 [h]			
$k_{1,00-05}$	0.01	1.00	0.21
$k_{1,05-10}$	0.50	1.50	0.97
$k_{1,10-15}$	0.70	1.70	1.28
$k_{1,15-20}$	0.90	2.00	0.98
$k_{1,20-30}$	1.10	2.00	1.21
$k_{1,30-60}$	1.20	4.00	2.47
Retention langsamer Oberflächenabfluss k_2 [h]			
$k_{2,00-05}$	0.01	2.00	1.46
$k_{2,05-10}$	1.00	3.50	2.57
$k_{2,10-15}$	2.00	4.00	2.79
$k_{2,15-20}$	3.00	5.00	3.71
$k_{2,20-30}$	3.50	6.00	5.48
$k_{2,30-60}$	4.00	12.00	4.11
Retention Zwischenabfluss k_z [h]			
k_z	1.00	50.00	33.00
Retention Basisabfluss k_B [h]			
k_B	1.00	2500.00	1207.70

Tabelle 5.4: Gütekriterien der Modellkalibrierung und -validierung

Ereignis	Kriterium ¹					
	m	F^2	E	r	r^2	D
April 1994	-1.2448	191.5665	0.9289	0.9643	0.9299	2.3782
Dezember 1993	9.0963	2417.1450	0.7842	0.9035	0.8163	2.4238

¹ Vergleiche Kapitel 4.6

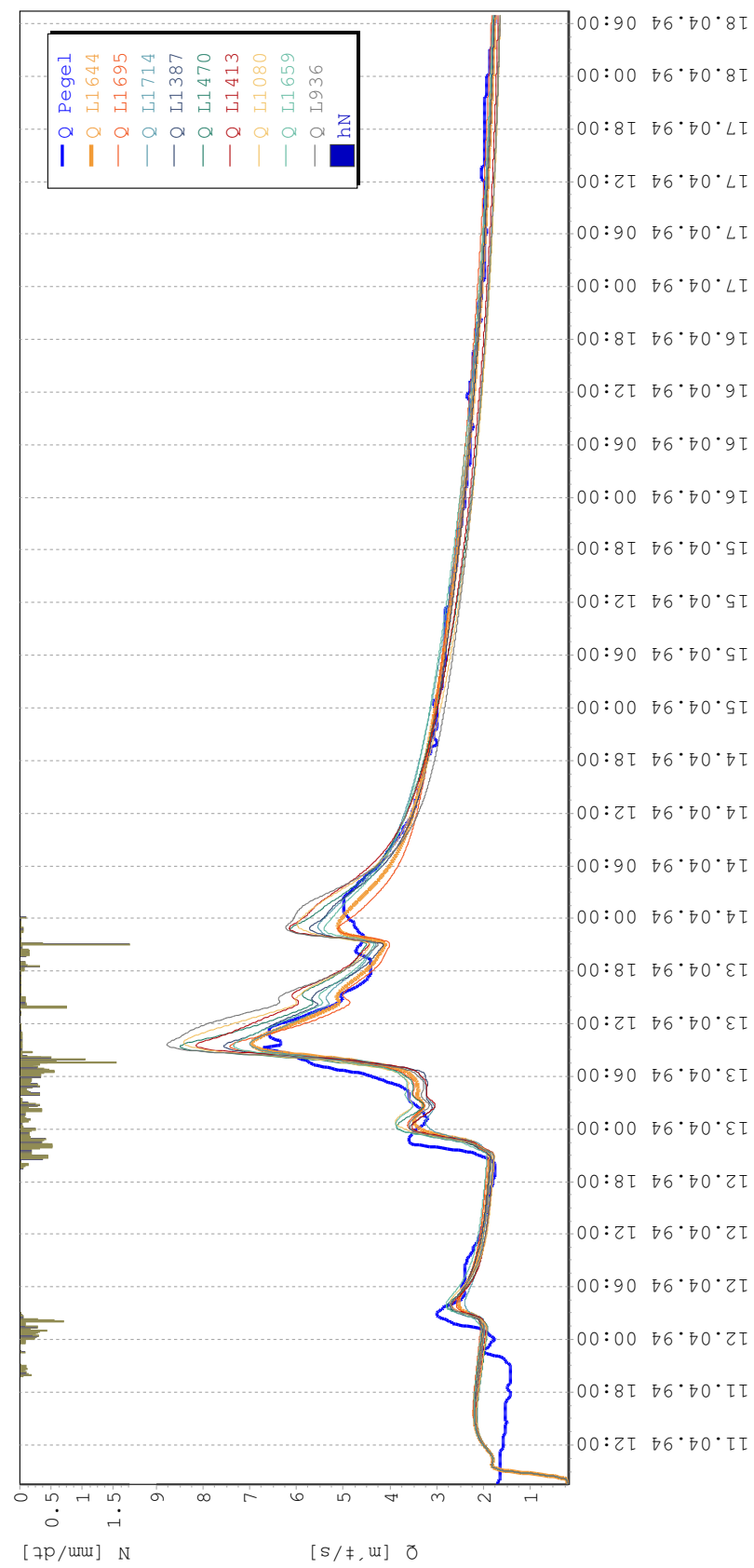


Abbildung 5.7: Ganglinien pareto-optimaler Lösungen für das Ereignis 1994

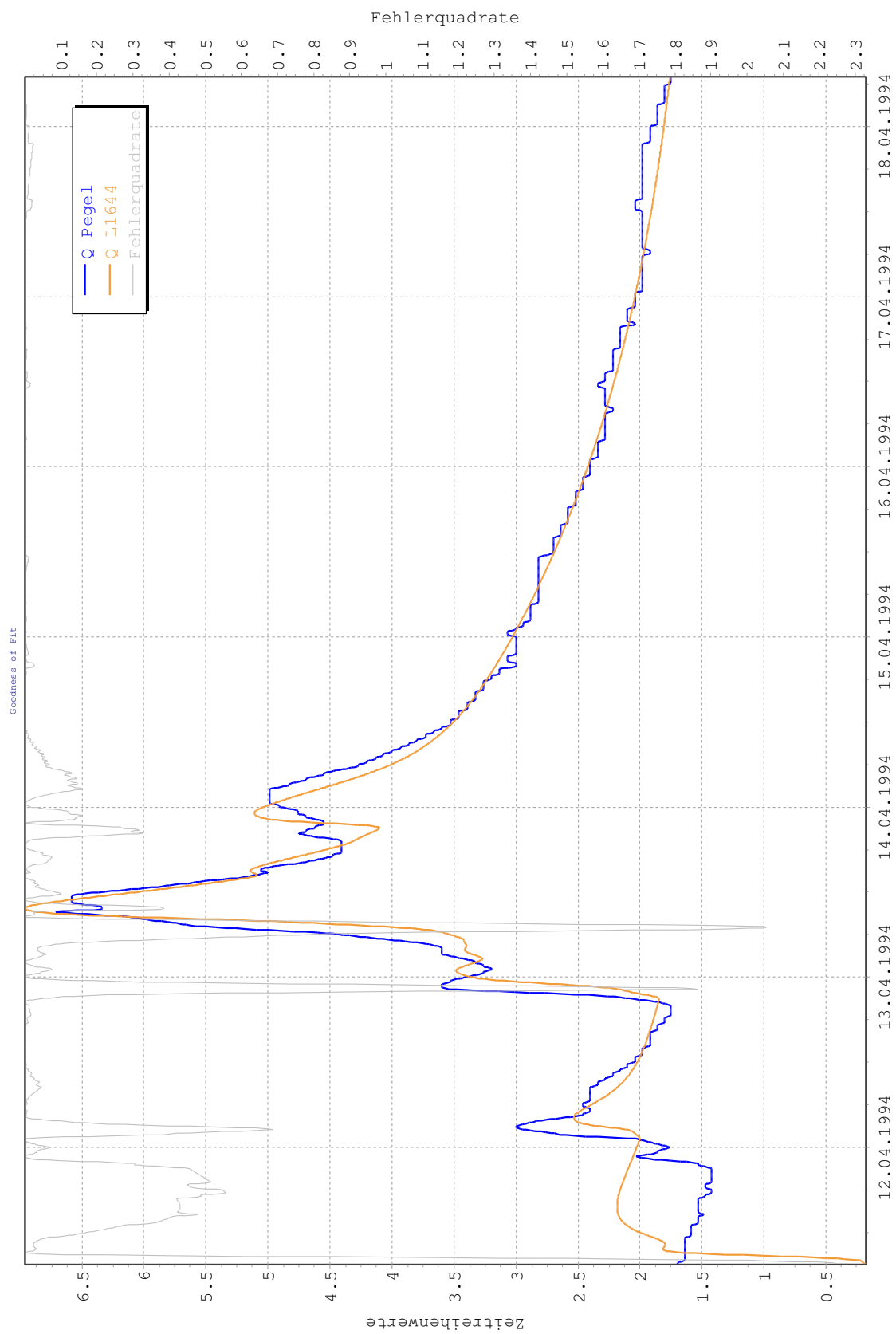


Abbildung 5.8: Goodness-of-Fit-Analyse der Lösung L 1644 (Kalibrierung)

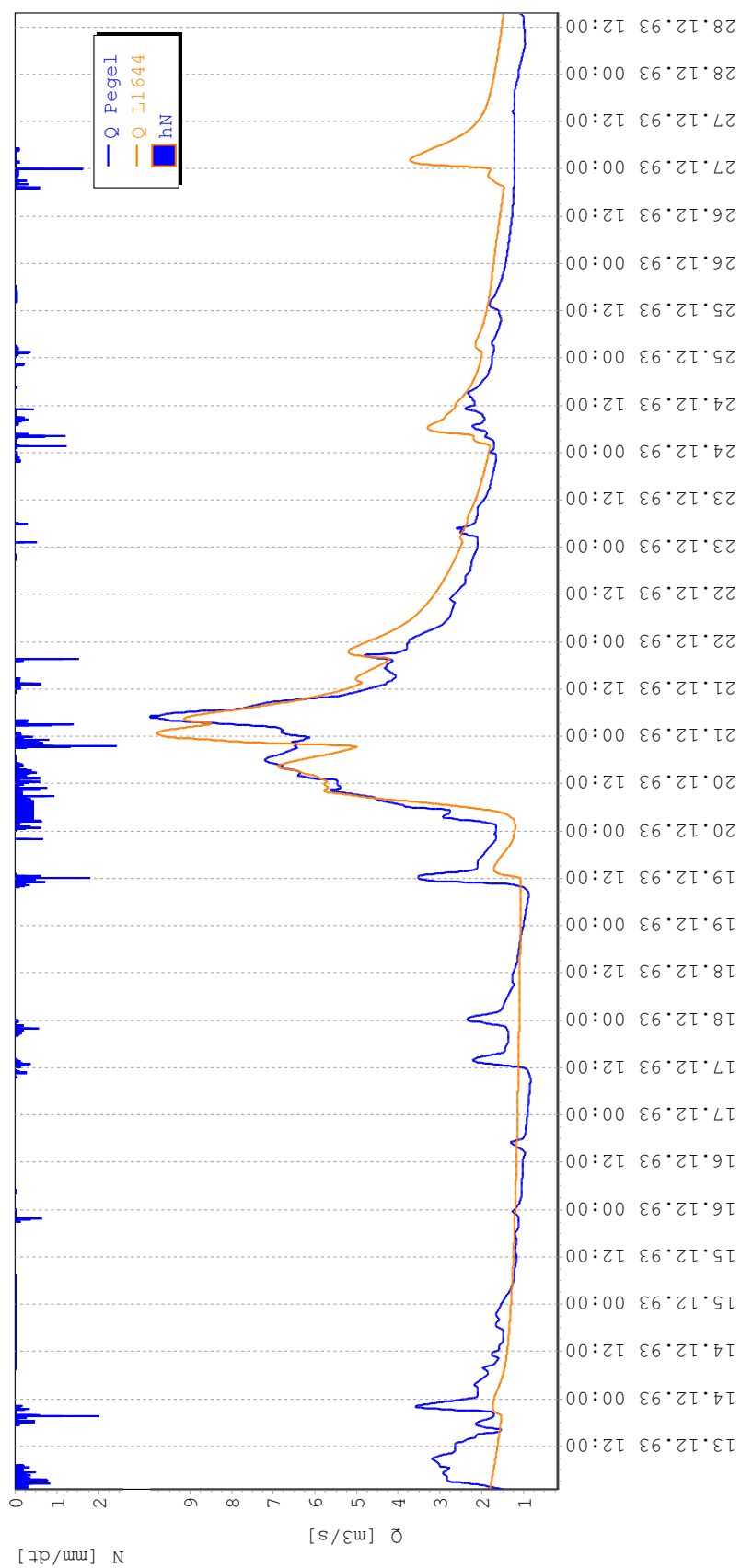


Abbildung 5.9: Validierung der ruralen Basissystemstruktur am Pegel Eberstadt

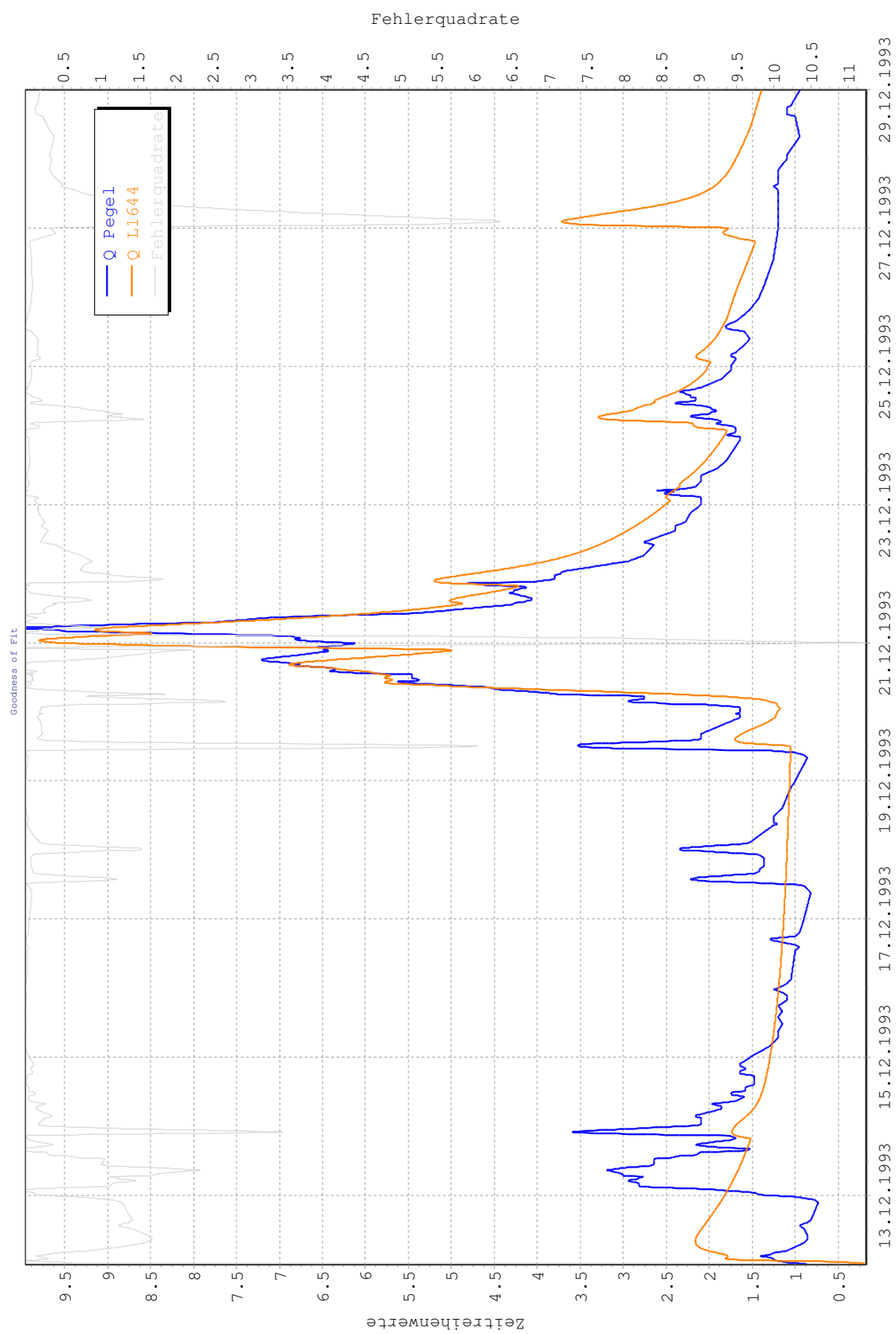


Abbildung 5.10: Goodness-of-Fit-Analyse am Pegel Eberstadt (Validierung)

die 40 Bodenarten zu 13 repräsentativen Bodenarten zusammen. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnisse unterstreichen daher die Bedeutung der möglichst differenzierten Abbildung der im Einzugsgebiet vorhandenen Bodenstrukturen auf die Qualität der Simulationsergebnisse. Darüber hinaus bestätigen die Ergebnisse die Resultate von Bormann [2007], der die Verwendung von detaillierten Bodentexturinformationen (digitale Bodenkarten) mit entsprechenden Standardwerten für die Bodenarten als geeignet befand. Aus dem Vergleich mit den Ergebnissen von Klawitter [2006] lässt sich schließen, dass sich durch eine detaillierte Berücksichtigung von Bodentypen und Bodenarten in einem elementarflächenbasierten Modell mindestens ebenso gute Ergebnisse erzielen lassen wie mit einem aus physikalischer Sicht hochwertigerem rasterbasierten Modell.

Eine separate Kalibrierung der urbanen Teilsystemstrukturen wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt, da weder für die Kläranlagenabläufe noch für die Entlastungsbauwerke der Siedlungsentwässerung entsprechende zeitlich hochaufgelöste Abflussganglinien zur Verfügung stehen und entsprechende Kalibrierungsansätze noch Gegenstand aktueller Forschungsarbeiten sind [Gamerith u. a., 2010, 2009; Betrand-Krajewski, 2007]. Aufgrund der Tatsache, dass die verwendeten Daten für die urbanen Teilsystemstrukturen aus bestehenden SMUSI-Datensätzen übernommen wurden, kann allerdings von einer ausreichenden Qualität der Datengrundlage ausgegangen werden. SMUSI ist seit Jahrzehnten offizielles Prüfwerkzeug des Landes Hessen zur Erteilung von Einleitungsgenehmigungen [HMUEB, 1992]. Die SMUSI-Datensätze werden daher auf Plausibilität geprüft, hierzu kommt eine Methode nach Muschalla und Schröter [2004] sowie Muschalla und Ostrowski [2004] zum Einsatz. Basierend auf umfangreichen statistischen Auswertungen von über 100 geprüften Schmutzfrachtdatensätzen wurden Plausibilitätsgrenzen abgeleitet, sodass alle wesentlichen Parameter der Schmutzfrachtmodellierung in SMUSI auf Plausibilität überprüft werden können. Aufgrund der langjährigen Anwendung und Weiterentwicklung des Programms SMUSI in Verbindung mit der Plausibilitätsprüfung der Datensätze ist davon auszugehen, dass die im Rahmen der vorliegenden Arbeit in **BLUEM.SIM_U** verwendeten Prozesse und Modellansätze in Verbindung mit den geprüften Datensätzen plausible Modellergebnisse liefern.

5.1.8 Ergebnisse des integrierten Modellsystems

Die Modellierung und Auswertung des integrierten Modellsystems wurde auf das Einzugsgebiet

bis zum Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt (vgl. Abbildung 5.6) begrenzt. Neben der notwendigen Begrenzung der Rechenzeit und der Modellkomplexität stellt das Hochwasserrückhaltebecken auch hinsichtlich der Gütemodellierung eine Besonderheit dar. Die Systemlogik wurde daher nach dem Teileinzugsgebiet 34 geschnitten.

Auch das derartig reduzierte Einzugsgebiet weist noch in repräsentativer Weise die Charakteristiken eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung auf. Landnutzungsverteilung und Bodenaufbau unterliegen der gleichen großen Variabilität wie in den Kapiteln 5.1.3 und 5.1.4 für das Gesamteinzugsgebiet der oberen Modau beschrieben. Innerhalb des Einzugsgebietes befinden sich die urbanen Entwässerungsstrukturen der Gemeinden Brandau, Ernhofen und Teile des Abwasserverbandes Modau mit insgesamt 20 punktuellen Einleitern an dreizehn Einleitstellen (vgl. Abbildung 5.6). Die notwendigen Verknüpfungen zwischen den drei urbanen Teilsystemstrukturen und der ruralen Basissystemstruktur sind in Abbildung 5.11 und Tabelle 4.19 dargestellt.

Zur Betrachtung der Auswirkungen der Stoffeinträge in einem sehr langsam fließenden Gewässerabschnitt wie dem Hochwasserrückhaltebecken wurde nach dem Teileinzugsgebiet 34 und dem zugehörigen Gewässerabschnitt S34 eine fiktive Gerinnestrecke implementiert (SF01). Aufgrund der Geometriedefinition und einem sehr niedrigen Gefälle ist der Abschnitt SF01 von niedrigen Fließgeschwindigkeiten, einem hohen Wasserstand und langen Verweilzeiten gekennzeichnet, sodass die im Hochwasserrückhaltebecken ablaufenden Prozesse auf diese Weise annähernd abgebildet werden können.

5.1.8.1 Überprüfung der Grundfunktionalitäten

Zur Überprüfung der Grundfunktionalitäten der Kopplung zwischen den drei urbanen Teilsystemstrukturen und der ruralen Basissystemstruktur wurden für die ruralen Teileinzugsgebiete konstante Abflussspenden angesetzt. Der Wert für MNQ am Hochwasserrückhaltebecken von 128,3 l/s [Migge, 2008] wurde hierzu über die Einzugsgebietsfläche auf eine flächenbezogene Spende umgerechnet und allen ruralen Teileinzugsgebieten zugeordnet. Für die stoffliche Belastung aus den ruralen Gebieten wurden die Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten nach LAWA [2005, 2006] angenommen (vgl. Tabelle 5.6). Die von der LAWA genannten Hintergrundkonzentrationen stimmen gut mit den Vergleichskonzentrationen nach Schwoerbel [1999] für ein Gewässer mit der Güteklasse II überein und folgen auch den von Hamm [1991] und

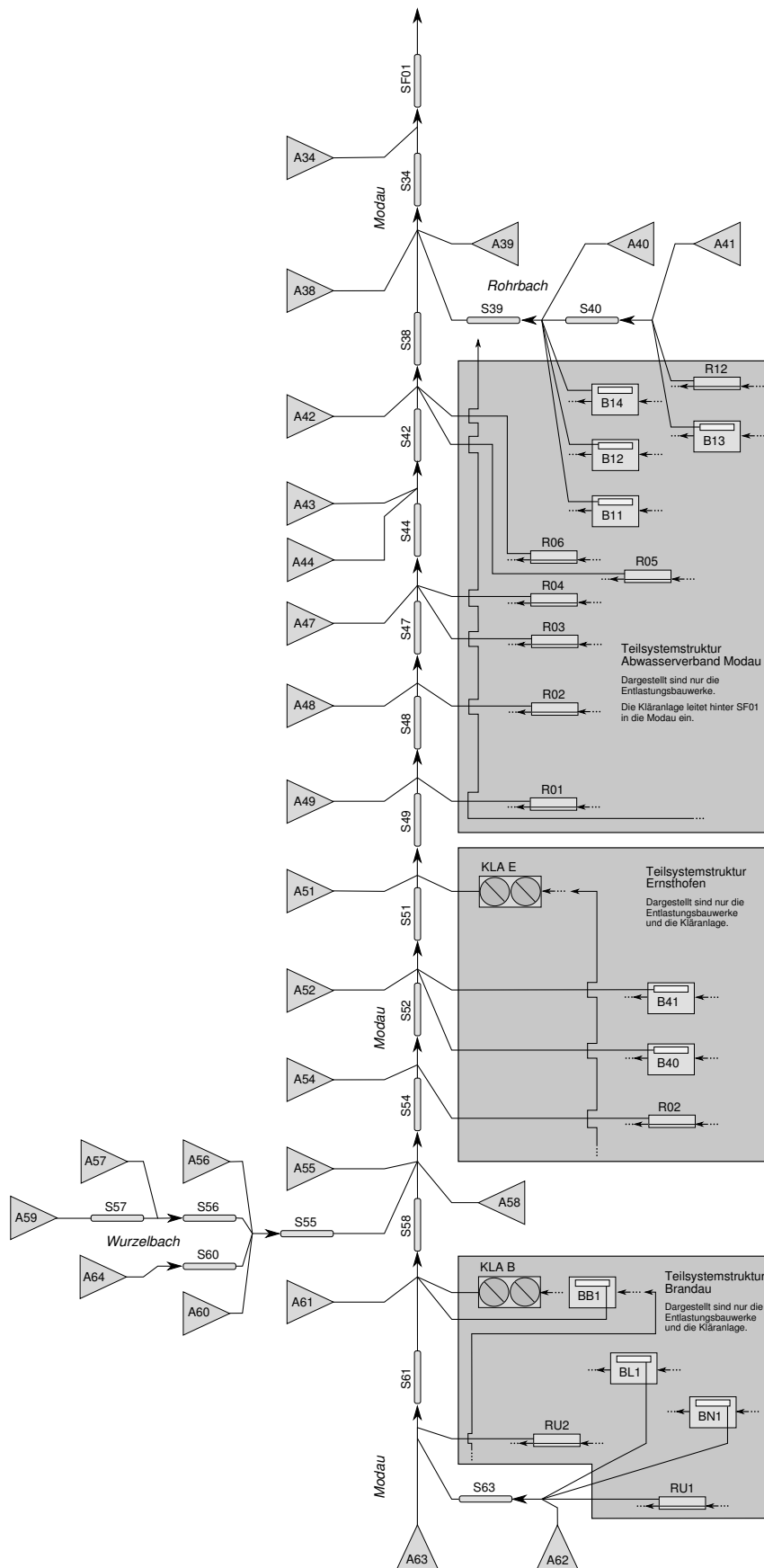


Abbildung 5.11: Systemlogik bis zum HWRB Ober-Ramstadt

Tabelle 5.5: Verknüpfungen zwischen ruraler Basissystemstruktur und urbanen Teilsystemstrukturen

Gewässerabschnitt	Einleitungsbauwerk		Urbane Teilsystemstruktur
S63	RU1	Regenüberlauf I	Brandau
S63	BL1	Becken Lützelbach	Brandau
S63	BN1	Becken Neunkirchen	Brandau
S61	RU2	Regenüberlauf II	Brandau
S58	BB1	Aufstauvolumen in KLA	Brandau
S58	KLA B	Kläranlage Brandau	Brandau
S52	R02	Regenüberlauf Herchenrode	Ernsthofen
S51	B40	Regenüberlaufbecken 1	Ernsthofen
S51	B41	Regenüberlaufbecken 2	Ernsthofen
S49	KLA E	Kläranlage Ernsthofen	Ernsthofen
S48	R01	Im Wiesengrund	Abwasserverband Modau
S47	R02	Odenwald-/Lindenstraße	Abwasserverband Modau
S44	R03	An der Modau	Abwasserverband Modau
S44	R04	Odenwaldstraße/Modautal	Abwasserverband Modau
S38	R05	Modau Wiesenweg	Abwasserverband Modau
S38	R06	Odenwaldstraße/Auto Kuhn	Abwasserverband Modau
S39	B14	Rohrbach Brunnenstraße	Abwasserverband Modau
S39	B11	Rohrbach Im Gründchen	Abwasserverband Modau
S39	B12	Rohrbach Pragelatostraße	Abwasserverband Modau
S40	B13	Rohrbach Bürgerhaus	Abwasserverband Modau
S40	R12	Carl-Schneider-Straße	Abwasserverband Modau

Umweltbundesamt [1996] publizierten Zielvorgaben für oberirdische Gewässer. Lediglich bezüglich der abbaubaren Stoffe ist festzustellen, dass LAWA [2005, 2006] geringere Konzentrationen ansetzen als z. B. Schwoerbel [1999].

Tabelle 5.6: Hintergrundkonzentrationen nach LAWA [2005, 2006]

Stoff		[mg/l]
Sauerstoff	S_O	7.28
Stickstoff	S_N	0.30
Abbaubare Stoffe (inert)	S_I	7.15
Abbaubare Stoffe	S_S	3.65
Alkalinität	S_{ALK}	2.80
Karbonat	S_{IC}	3.02
Phosphor	S_P	0.10

Im ersten Schritt wurden alle Stoffumwandlungsprozesse deaktiviert, sodass eine reine Mischungsrechnung der betrachteten Stoffkonzentrationen erfolgt. Weiterhin wurden für die Abbildungen 5.12 bis 5.15 die Entlastungen des Regenüberlaufs RU1 und der Becken BN1 und BL1 in den Gewässerabschnitt S63 sowie die Entlastung des Regenüberlaufs RU2 in den Abschnitt S61 deaktiviert. Somit leiten aus der urbanen Teilsystemstruktur für Brandau nur

der Beckenüberlauf des Beckens BB1 und der Kläranlagenablauf der Kläranlage Brandau (KLA B) in Gewässerabschnitt S58 ein. In Abbildung 5.12 sind die Ganglinien der Zu- und Abläufe des Beckens BB1 (Brandau) dargestellt. Klar zu erkennen ist in Zeiten ohne Niederschlag der Trockenwettergang mit drei Abflussspitzen pro Tag im Zu- (Q_{tr_zu} , Q_{zu}) und Ablauf (Q_{ab1}) des Beckens. Im Niederschlagsfall steigt der Beckenzulauf (Q_{zu}) an, der Abfluss zur Kläranlage (Q_{ab1}) wird durch den Drosselabfluss des Beckens auf einen konstanten Wert begrenzt und das Becken wird gefüllt (Bek_Vol). In der Niederschlagspause zwischen dem 12.04., 04:00 Uhr und 12.04., 20:00 Uhr entleert sich das Becken wieder, der Zulauf zum Becken folgt ab 12.04, 13:00 Uhr wieder der Trockenwetterganglinie. Das stärkere Niederschlagsereignis mit Beginn am 12.04., 20:00 Uhr führt wieder zu erhöhten Zuläufen zum Becken und einem Anstieg der Beckenfüllung. Am 12.04., 23:00 Uhr ist das Becken soweit gefüllt, dass der Beckenüberlauf (Q_{ab_Bue}) aktiviert wird und Wasser in das Gewässer S58 entlastet wird. Nach Abklingen des Niederschlagsereignisses, das zu mehreren Entlastungen führt, wird das Becken mit dem konstanten Drosselabfluss entleert, ab dem Abend des 14.04. folgt die Abflussganglinie des Beckens wieder dem Trockenwettergang.

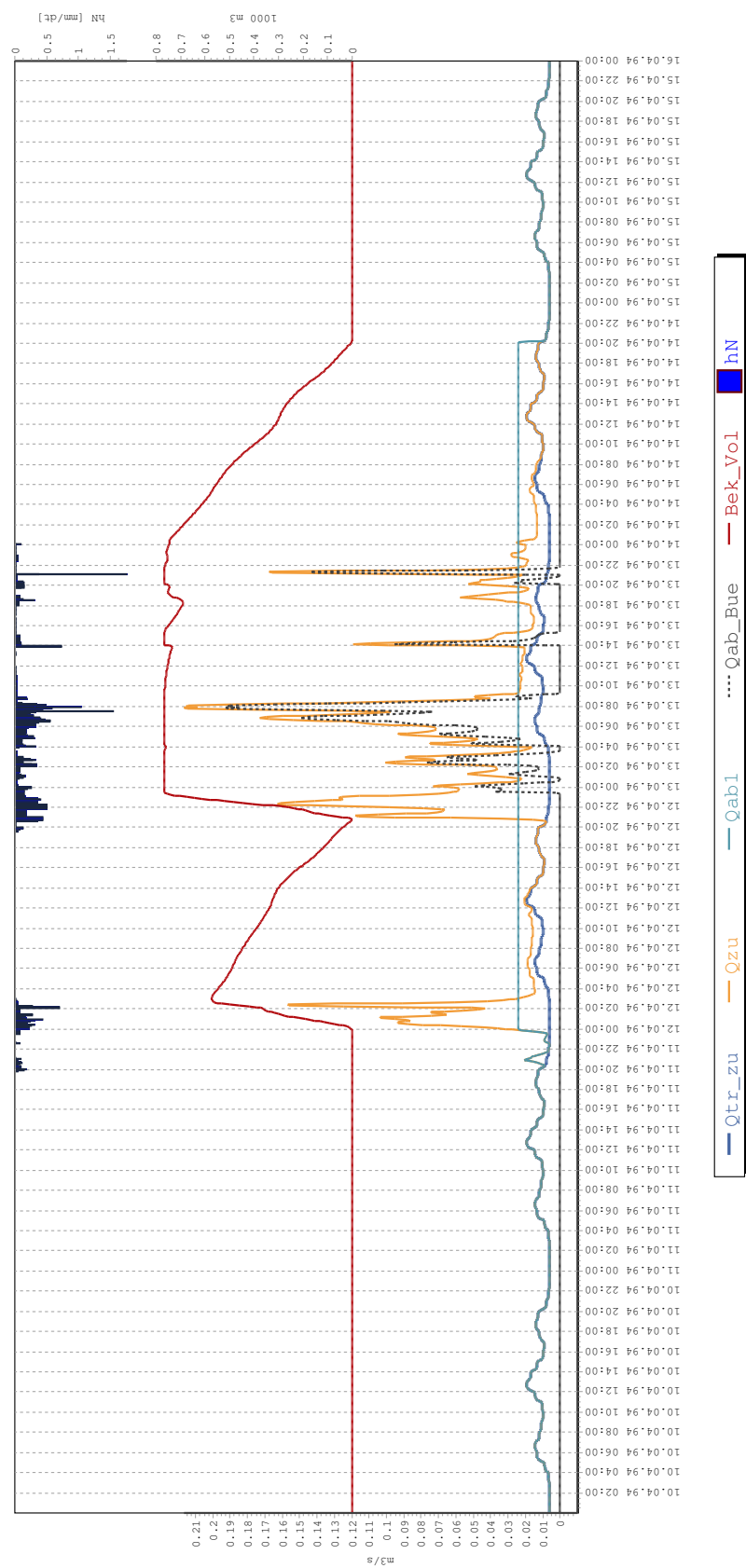


Abbildung 5.12: Ganglinien der Zu- und Abläufe des Beckens BB1 (Brandau)

Die entsprechende Zuflussganglinie zum Gewässerabschnitt S58 (S58_1ZU) ist in Abbildung 5.13 dargestellt. Es zeigt sich der große Einfluss des urbanen Abflusses auf den Gesamtabfluss im Oberlauf der Modau (bei konstanten Abflussspenden für die ruralen Gebiete). Ungefähr die Hälfte des Gesamtabflusses entstammt dem natürlichen Einzugsgebiet (grün), die andere Hälfte entstammt dem Kläranlagenablauf (rot). Entsprechend den Erläuterungen zu Abbildung 5.12 lässt sich die Überprägung des ruralen Abflusses mit dem Tagesgang des Kläranlagenablaufs erkennen. Beim ersten Niederschlagsereignis erhöht sich der Abfluss aus der Kläranlage auf den Drosselabfluss des vorgelagerten Beckens (BB1), beim zweiten Niederschlagsereignis treffen zudem die Entlastungen aus dem gefüllten Becken BB1 auf das Gewässer.

In Abbildung 5.14 ist die Ganglinie der Sauerstoffkonzentration (S58 SO) dargestellt. In Zeiten ohne Niederschlag wird die Sauerstoffkonzentration der ruralen Abflüsse ($R\ SO = 7.28\ \text{mg/l}$) mit der niedrigeren Sauerstoffkonzentration aus dem Kläranlagenablauf (S58 Soext = $5.46\ \text{mg/l}$) vermischt, sodass sich ein dem Abfluss entgegengesetzter Tagesgang mit drei Sauerstoffminima pro Tag erkennen lässt. Im Niederschlagsfall ohne Entlastung des Beckens BB1 erhöht sich die Abflussmenge aus der Kläranlage auf den Drosselabfluss und es ergibt sich eine geringere konstante Sauerstoffkonzentration. Diese wird bei Entlastungsereignissen durch die zusätzlichen Abflussvolumina mit geringerer Sauerstoffkonzentration als jene des ruralen Abflusses weiter vermindert. Nach Leerlaufen des Kanalnetzes mit dem erhöhten Drosselabfluss folgt die Sauerstoffganglinie wieder gegenläufig dem Tagesgang der Abflussganglinie.

Die S_N -Konzentration (S58 SN) weist in niederschlagsfreien Zeiten einem dem Tagesgang des Trockenwetterabflusses folgende Konzentrationsganglinie auf, die sich aus der abflussgewichteten Mischung der niedrigen Konzentration der ruralen Gebiete ($R\ SN = 0.3\ \text{mg/l}$) und der höheren Konzentration des Kläranlagenablaufes (S58 SNext = $2.0\ \text{mg/l}$) ergibt (vgl. Abbildung 5.15). Beim ersten Regenereignis (11.04., 20:00 Uhr) erreicht wieder eine größere Abflussmenge aus dem Kanalnetz die Kläranlage, die entsprechend auch einen erhöhten Abfluss an den Gewässerabschnitt S58 abgibt, sodass sich der konstante erhöhte Konzentrationswert ($\approx 1.5\ \text{mg/l}$) in Abbildung 5.15 ergibt. Der Verlauf der S_N -Konzentration im Gewässer während Entlastungsereignissen hängt stark von der Konzentration des Entlastungsabflusses aus BB1 ab (BB1 SN). Zu Beginn des zweiten Regenereignisses (12.04., 20:00 Uhr) ist die Konzentration des entlasteten

Abflusses noch geringer als der abflussgewichtete Mischwert aus rurales Abfluss des oberhalb liegenden Einzugsgebietes und des erhöhten Kläranlagenabflusses, sodass sich eine leichte Reduktion der S_N -Konzentration ergibt. Ab 13.04., 04:00 Uhr sind die Konzentrationswerte des Entlastungsabflusses größer als der Mischwert und es ergeben sich entsprechende Gesamtkonzentrationsspitzen im Gewässerabschnitt S58.

Abbildung 5.16 zeigt die Konzentrationsverläufe in Gewässerabschnitt S58 für die abbaubaren Stoffe S_S . Es ergibt sich für die S_S -Konzentrationsganglinie (S58 SS) ein dem Abfluss folgender Tagesgang mit drei Spitzen durch die Mischung aus geringer Konzentration im ruralen Abfluss (R SS) mit dem höher konzentrierten Kläranlagenablauf (S58 SStext). Die S_S -Konzentration für Kläranlagenablauf und Entlastungsablauf wird mit den in Kapitel 4.8 beschriebenen Konvertierungsvorschriften aus den **BLUEM.SIM_U**-Stoffgruppen AFS und CSB bestimmt. Ab dem ersten Regenereignis (11.04., 20:00 Uhr) kommt es durch den erhöhten Kläranlagenabfluss zu einer leichten Erhöhung der S_S -Konzentration im Gewässer auf einen konstanten Wert. Bei der S_S -Konzentration zeigt sich besonders deutlich der Einfluss der Entlastungsereignisse. Das ungeklärte Wasser der BB1-Entlastung weist sehr hohe S_S -Konzentrationen auf (BB1 SS). Diese Konzentrationsspitzen finden sich entsprechend in der abflussgewichteten Gesamtkonzentration in S58 wieder (S58 SS). Beim Leerlaufen der Kanalisation fällt die Gesamtkonzentration wieder auf den konstanten Wert, der vom ersten Regenereignis bekannt ist und folgt danach wieder dem beschriebenen Tagesgang aus Trockenwetterabflusskonzentration und ruraler Abflusskonzentration.

Der Konzentrationsverlauf für S_P (S58 SP) weist in niederschlagsfreien Zeiten einen dem Tagesgang des Trockenwetterabflusses folgende Konzentrationsganglinie auf, die sich aus der abflussgewichteten Mischung der niedrigen Konzentration der ruralen Gebiete (R SP) und der höheren Konzentration des Kläranlagenablaufes (S58 SPext) ergibt (vgl. Abbildung 5.17). Beim ersten Regenereignis erreicht wieder eine größere Abflussmenge aus dem Kanalnetz die Kläranlage, die entsprechend auch einen erhöhten Abfluss an den Gewässerabschnitt S58 abgibt, sodass sich ein konstanter erhöhter Gesamtwert für die S_P -Konzentration ergibt. Der Verlauf der S_P -Konzentration im Gewässer während Entlastungsereignissen hängt stark von der Konzentration des Entlastungsabflusses aus BB1 ab (BB1 SP). Im Gegensatz zu S_N ist die S_P -Entlastungskonzentration jedoch immer höher als der abflussgewichtete Mischwert aus rurales Abfluss des oberhalb liegenden Einzugsge-

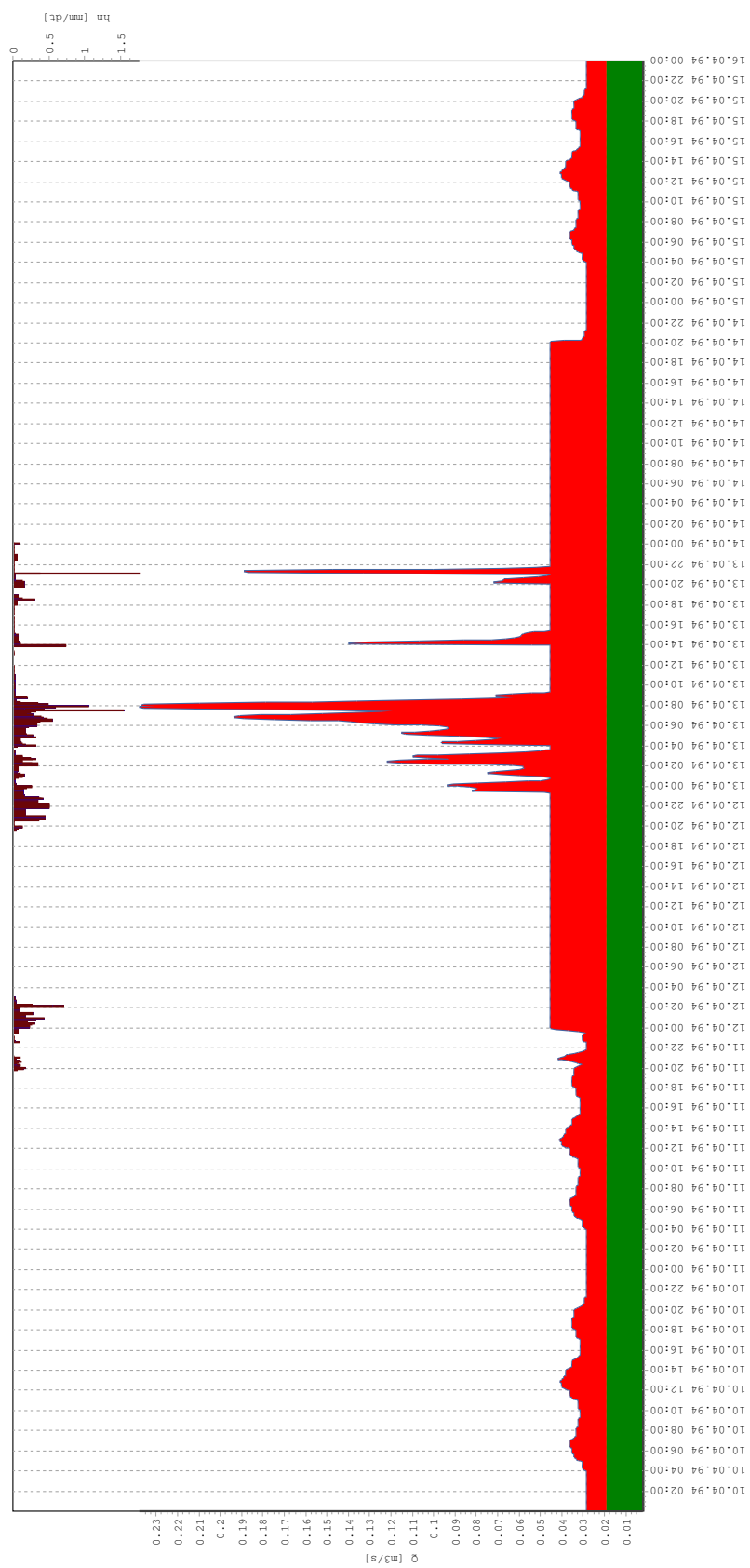


Abbildung 5.13: Zulauf zum Gewässerabschnitt S58

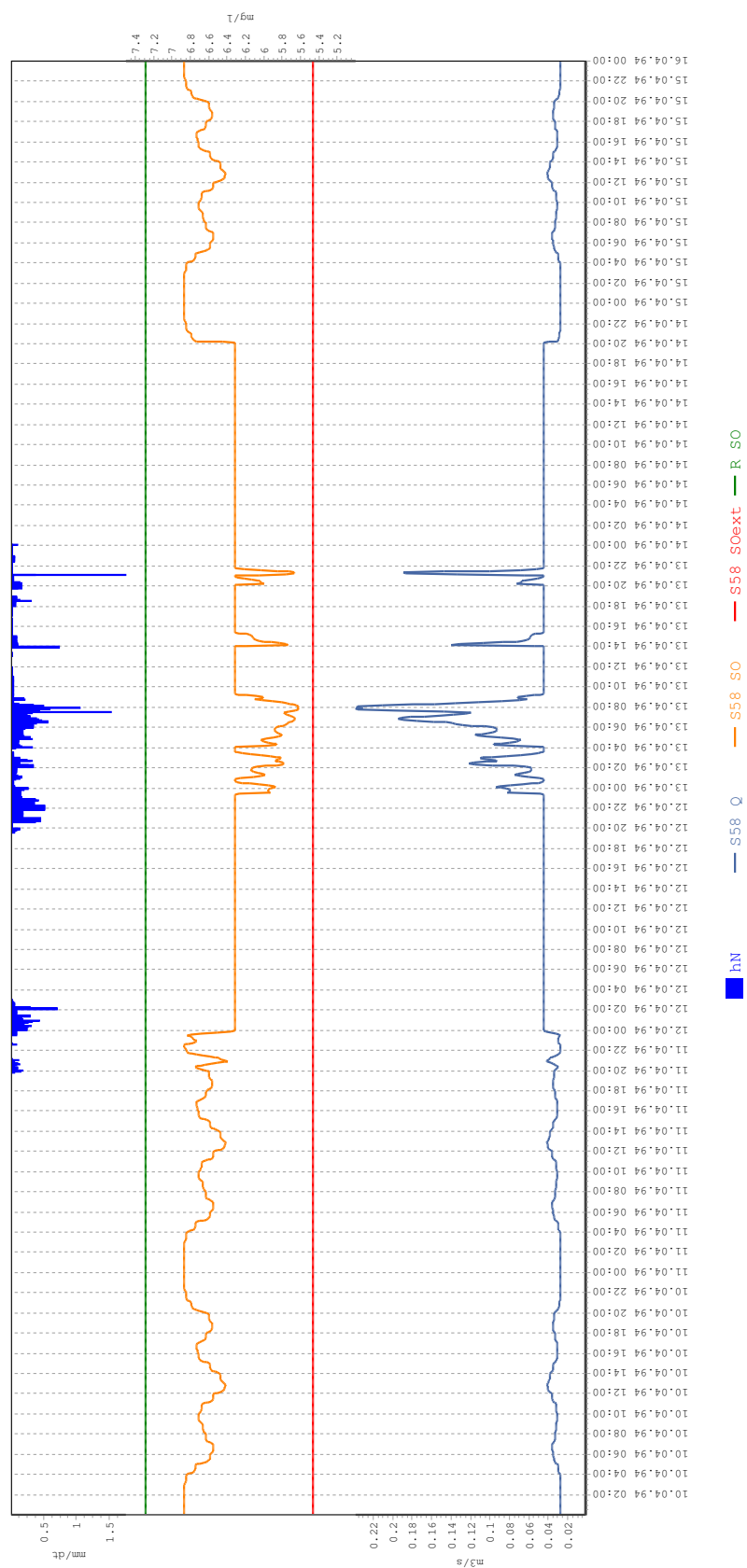


Abbildung 5.14: S_0 -Konzentration im Gewässerabschnitt S58

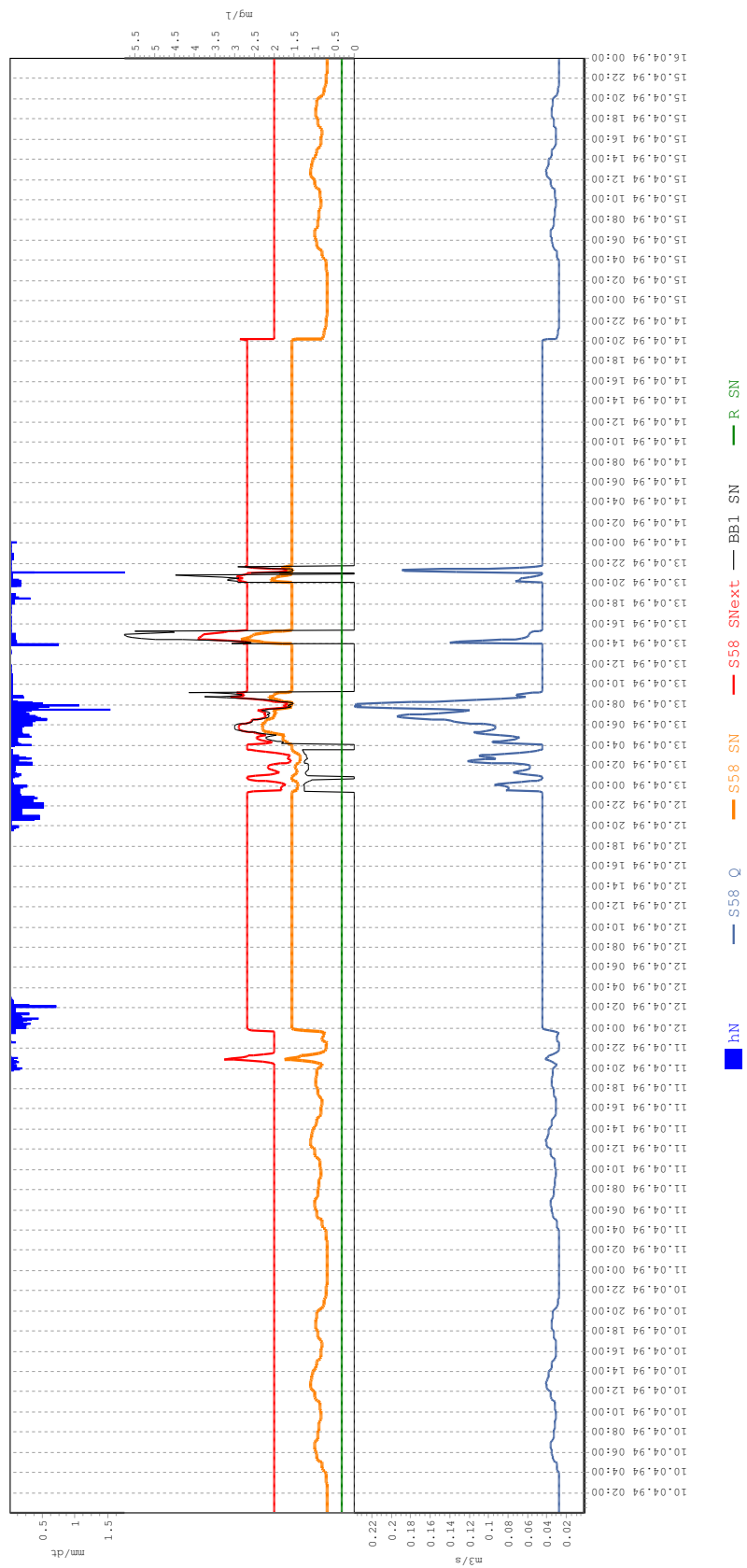


Abbildung 5.15: S_N -Konzentration im Gewässerabschnitt S58

bietes und des erhöhten Kläranlagenabflusses, so dass sich für alle Entlastungsereignisse eine Erhöhung der Gesamtkonzentration im Gewässer ergibt. Nach Leerlaufen des Kanalnetzes mit konstantem Konzentrationswert folgt die Ganglinie wieder einem Tagesgang.

Für die Stoffe S_I , S_{ALK} , S_{IC} und X_A konnten Gesamtkonzentrationsverläufe im Gewässer S58 beobachtet werden, die vom Prinzip den dargestellten Verläufen für S_O , S_N , S_S und S_P entsprechen.

Durch die Analyse des reduzierten Beispiels bestehend aus einer Kläranlage (KLA Brandau), einem Becken (BB1) sowie dem oberhalb liegenden ruralen Einzugsgebiet mit konstantem Abfluss und konstanten Hintergrundbelastungen konnte die Funktionsweise des integrierten Modellsystems geprüft werden. Sowohl die korrekte Überlagerung der Abflusswellen als auch die abflussgewichtete Berechnung der jeweiligen Gesamtkonzentrationen der betrachteten Stoffgruppen im Gewässer konnten verifiziert werden.

5.1.8.2 Detaillierte Abflusswerte für die rurale Basissystemstruktur

Im nächsten Schritt wurden alle 20 Einleitungen der drei urbanen Teilsystemstrukturen berücksichtigt (vgl. Tabelle 5.5 und Abbildung 5.6). Für die ruralen Abflüsse wurden erneut die Hintergrundbelastungen nach Tabelle 5.6 verwendet.

Zum Vergleich wurden jeweils drei Varianten modelliert:

- Urbaner Abfluss und konstante Abflussspenden für rurale Flächen (uk),
- Ruraler Abfluss mittels Bodenfeuchtesimulation ohne urbane Teilsysteme (r),
- Urbaner Abfluss und ruraler Abfluss mittels Bodenfeuchtesimulation (ru).

Die resultierenden Abflussganglinien für das Ereignis 1994 im Gewässerabschnitt S34 (direkt vor dem Hochwasserrückhaltebecken) sind in Abbildung 5.18 dargestellt. Das erste kurze Regenereignis (11.04., 20:00 Uhr - 12.04., 03:00 Uhr) hat in den ruralen Einzugsgebietsteilen nur eine minimale Reaktion zur Folge. Ein Großteil der Niederschlagsmenge kann infiltrieren und die rurale Abflussganglinie ($S34_Qzu_r$) steigt nur minimal an. Die Erhöhung des Gesamtabflusses ($S34_Qzu_ru$) ist nahezu ausschließlich den erhöhten Kläranlagenabflüssen sowie den Entlastungen aus den drei urbanisierten Teilsystemstrukturen ($S34_Qzu_uk$) geschuldet (schraffierter Bereich). Zu erkennen ist auch das Leerlaufen der

Kanalisation nach dem Ereignis. Dieser Prozess ist bis zum Beginn des zweiten Ereignisses nicht vollständig abgeschlossen.

Völlig anders stellt sich die Situation beim zweiten Niederschlagsereignis (12.04., 20:00 Uhr - 13.04., 00:00 Uhr) dar. Aufgrund der größeren Niederschlagsmenge und der längeren Zeitspanne des Ereignisses kommt es zu einer relativ großen Abflussreaktion in den ruralen Teilen des Einzugsgebietes. Die Vorfüllung des Kanalnetzes und der Speicherbauwerke führt zu einer direkten Erhöhung der Kläranlagenabflüsse und zu direkten Entlastungen in den Gewässerkörper, während beim ersten Ereignis der Abfluss noch komplett in den Speicherbauwerken des Kanalnetzes aufgefangen werden konnte. Die Abflusswellen aus den urbanen Teileinzugsgebieten erreichen das Gewässer vor der Abflusswelle aus den ruralen Teilen ($S34_Qzu_r$), sodass die Abflussspitzen der Gesamtabflussganglinie jeweils leicht vor denen der rein ruralen Abflussganglinie liegen. Aufgrund der zeitlich wesentlich dynamischeren Reaktion der urbanen Teilsystemstrukturen weist die Gesamtabflussganglinie auch eine deutlich größere Variabilität als die rein rurale Abflussganglinie auf. Im ablaufenden Ast der Gesamtabflussganglinie ist wieder das Leerlaufen der Kanalisation zu erkennen. Dieser Prozess ist am 14.04. gegen 22:00 Uhr abgeschlossen, im Anschluss verlaufen die Ganglinien der Variante ru und r parallel, der Gesamtabfluss ist nur noch von den verzögerten Abflussanteilen aus den ruralen Gebieten beeinflusst.

Die Abbildungen 5.19 bis 5.22 zeigen jeweils für die drei untersuchten Varianten die Abfluss- und Konzentrationsganglinien im Gewässerabschnitt S34 für die Stoffgruppen S_O , S_N , S_S und S_P bei deaktivierten Stoffumwandlungsprozessen im Gewässer.

In allen Fällen ist durch die größere Verdünnung eine deutliche Verbesserung der Konzentrationswerte bei der Berücksichtigung des realen Abflusses ($S34_Qzu_ru$) im Vergleich zu einer konstanten Abflussspende aus den ruralen Gebieten ($S34_Qzu_uk$) zu beobachten. Während beim ersten Ereignis nahezu kein Unterschied in den Konzentrationsverläufen zwischen Variante uk und ru festzustellen ist, sind die Unterschiede beim zweiten Ereignis deutlich.

Im Bereich des maximalen Gesamtabflusses sind die Konzentrationswerte der vier Stoffgruppen bei detaillierter Berücksichtigung der Abflussprozesse in den ruralen Gebieten aufgrund der Durchmischung der urbanen Belastungen mit dem geringer belasteten Wasser aus den ruralen Einzugsgebietsteilen um ca. 50% besser (höher oder geringer, je nach betrachteter Stoffgruppe).

Gerade zu Zeitpunkten, an denen die Gewässerbelastung durch die urbanen Teilsystemstrukturen

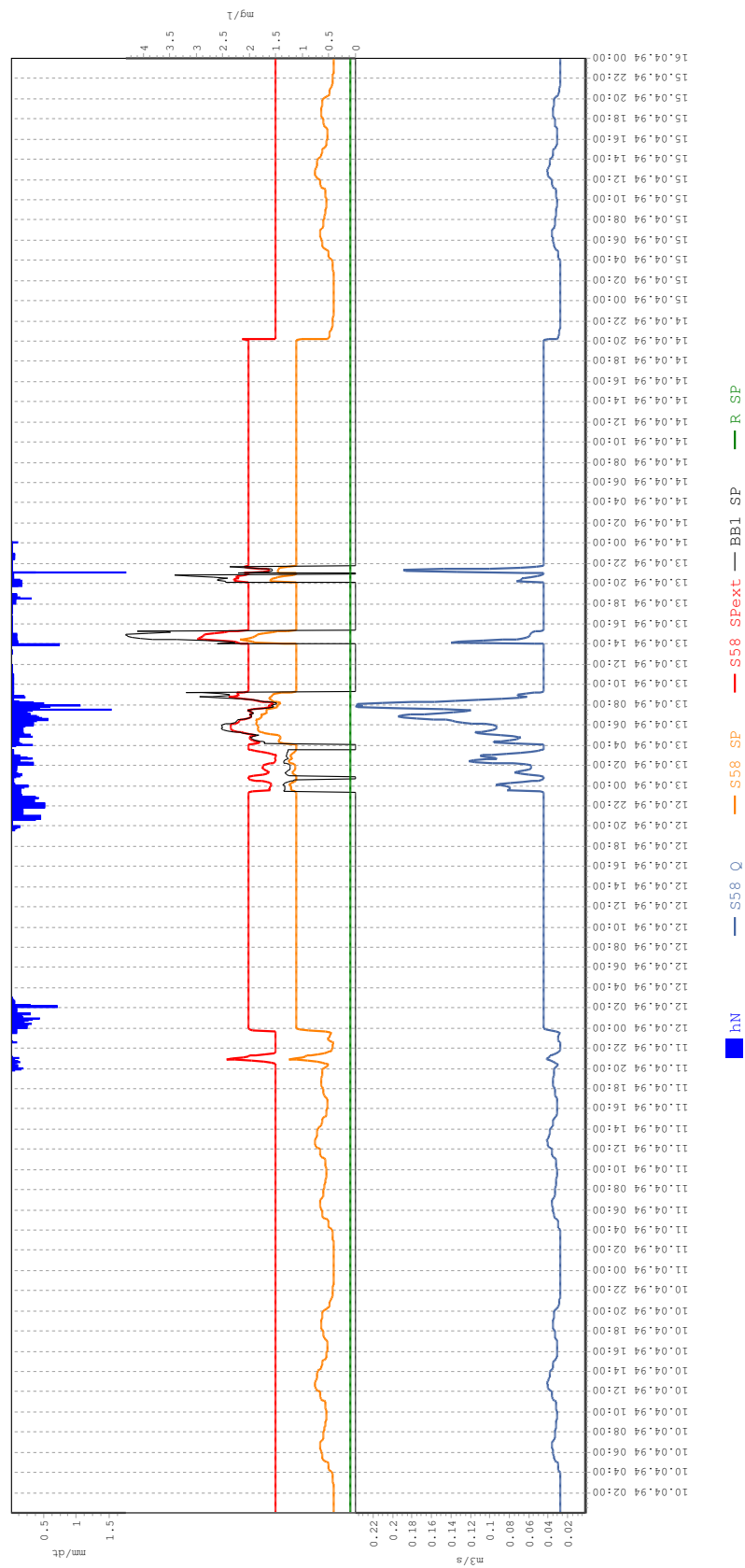


Abbildung 5.17: S_p -Konzentration im Gewässerabschnitt S58

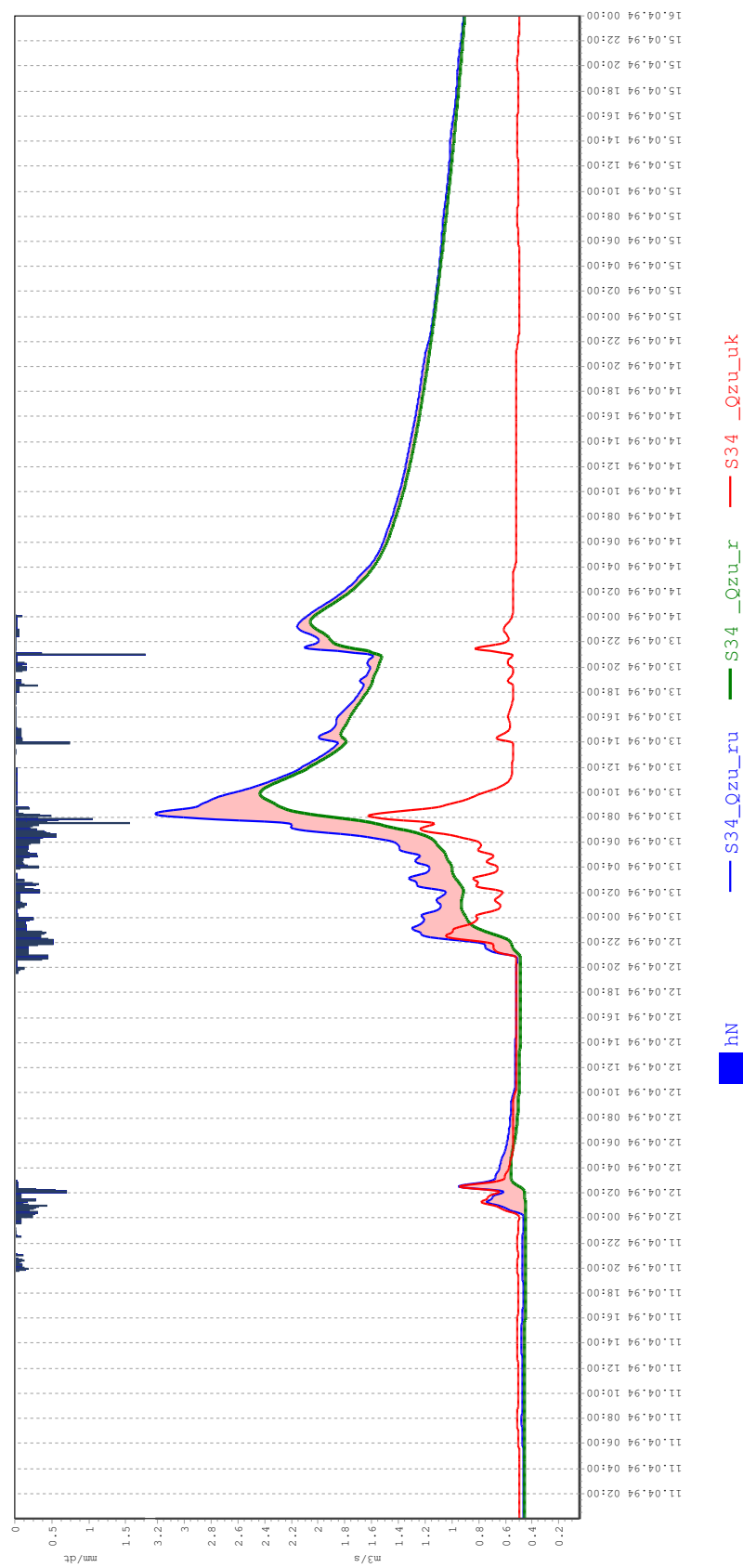


Abbildung 5.18: Abflussganglinien für Gewässerabschnitt S34

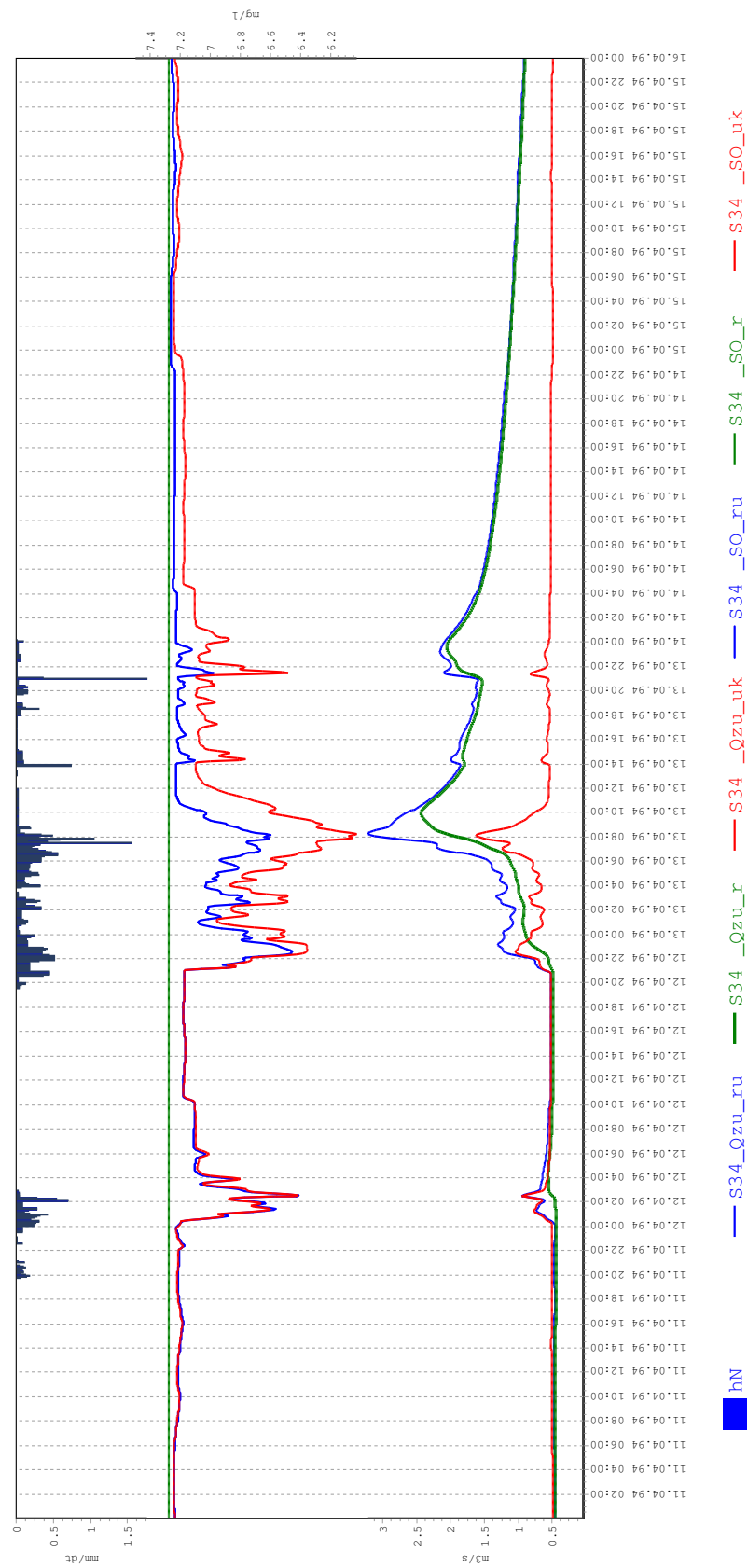


Abbildung 5.19: S_0 -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus

extrem hoch ist (z. B. deutliche Reduktion der Sauerstoffkonzentration) tragen die Abflüsse aus den ruralen Gebieten zu einer maßgeblichen Verbesserung der chemisch-physikalischen Gewässerbeschaffenheit bei. Dieser Einfluss ist bei kleineren Ereignissen (1. Ereignis) nicht zu beobachten, was aus Gewässersicht als weniger kritisch zu bewerten ist, da bei diesen Ereignissen aufgrund geringerer Stofffrachten aus den urbanisierten Teilen auch geringere Konzentrationsmaxima/-minima im Gewässer auftreten.

Werden die in Tabelle 4.3 dargestellten Prozesse mit Ausnahme der Photosynthese und der Respiration aktiviert, ergeben sich für Variante uk die in Abbildung 5.23 dargestellten Konzentrationsganglinien für die Stoffgruppen S_O , S_S , S_N und S_P . Die zugrundegelegten Reaktionsraten sind in Tabelle 5.7 angegeben.

Tabelle 5.7: Reaktionsraten für die Stoffumwandlungsprozesse im Gewässer (vgl. Kapitel 4.4.3)

Reaktionsrate	Wert
k_{Nitri}	0.20 1/d
k_{Abbau}	0.72 1/d
k_{Photo}	2.00 1/d
k_{Respi}	0.50 1/d
SOD	2.00 g/(m ² · d)

Neben den Konzentrationsganglinien zeigt Abbildung 5.23 auch die Zufluss- und Abflussganglinie des Gewässerabschnitts. Aufgrund der Gerinnegeometrie und des Sohlgefälles ergeben sich in Gewässer S34 vergleichsweise hohe Fließgeschwindigkeiten und relativ geringe Wassertiefen. Die Verweilzeit des Wassers in diesem Gewässerabschnitt ist gering. Dies zeigt sich auch im Vergleich der Zufluss- und Abflussganglinie, die sich kaum unterscheiden. Neben einer kleinen Translation der Welle findet nur eine minimale Retention statt.

Ein ähnliches Bild ergibt sich für die betrachteten Stoffkonzentrationen. Für S_P , S_N und S_S lässt sich optisch nur eine zeitliche Verschiebung der Konzentrationsganglinien erkennen. Eine statistische Analyse der Ganglinien zeigt jedoch, dass auch der Maximal- und Minimalwert sowie der Mittelwert für S_N und S_S reduziert wird. Die Reduktion fällt für S_S größer aus als für S_N , was mit der Parametrisierung des Gewässergütemodells übereinstimmt, da k_{Abbau} größer als k_{Nitri} definiert ist. Für S_P ergibt sich diese Reduktion nicht, da gemäß Tabelle 4.3 nur Photosynthese und Respiration einen Einfluss auf die Phosphorkonzentration haben. Eine optisch erkenn-

bare Differenz ergibt sich in den Ganglinien für die Sauerstoffkonzentration. Entgegen der ersten Erwartung führt der Abbau von S_S und S_N sowie der damit verbundene Sauerstoffverbrauch nicht zu einer Abnahme der S_O -Konzentration, vielmehr ist neben einem zeitlichen Versatz eine Erhöhung der Ablaufkonzentration im Vergleich zur Zulaufkonzentration zu erkennen. Aufgrund der verhältnismäßig hohen Fließgeschwindigkeiten sowie der geringen Wassertiefen ergibt sich für das Gerinneelement S34 eine Wiederbelüftungsrate, die den Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation und Abbau von S_S überlagert.

Abbildung 5.24 zeigt die entsprechenden Zufluss-, Abfluss- und Konzentrationsganglinien für das Gerinneelement SF01. Wie zuvor erwähnt, ist dieses Gerinneelement durch Geometrie und Gefälle so definiert, dass sich geringe Fließgeschwindigkeiten und damit längere Aufenthaltszeiten sowie ein hoher Wasserstand einstellen.

Entsprechend der Translation der Abflussschwelle ergibt sich für die vier Stoffgruppen eine zeitliche Verschiebung der Konzentrationsverläufe. Die S_P -Konzentrationen bleiben darüber hinaus, wie auch in S34, frei von Verbrauch oder Zunahmen. Im Gegensatz zu Gerinneabschnitt S34 sind in SF01 aber für S_N und S_S deutliche Konzentrationsreduktionen zu beobachten, die auf die Abbauprozesse Nitrifikation und Abbau organischer Substanz zurückzuführen sind. Auch in SF01 ist der Abbau organischer Substanz aufgrund der im Vergleich zur Nitrifikation größeren Reaktionsrate deutlicher. Durch die längere Verweilzeit im Gewässerabschnitt ist die jeweils abgebaute Stoffmenge deutlich größer als in S34, was zu einem höheren Sauerstoffverbrauch führt. Dies spiegelt sich in der S_O -Ganglinie wieder. Im Gegensatz zum in S34 beobachteten Verhalten ist die Ablaufkonzentration von S_O im Gerinneabschnitt SF01 wesentlich geringer als die Zulaufkonzentration. Die aufgrund hoher Wasserstände und geringer Fließgeschwindigkeit geringe Wiederbelüftungsrate reicht jetzt nicht mehr aus um den Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation und Abbau organischer Substanz auszugleichen. Es ergibt sich folglich eine geringere Sauerstoffkonzentration, wie sie für staugeregelte Gewässerbereiche häufig beschrieben wird.

Ein Vergleich der Varianten uk und ru bezüglich der Sauerstoffkonzentration ist für S34 in Abbildung 5.25 dargestellt. Aufgrund der bereits erwähnten hohen Fließgeschwindigkeiten und der geringen Wassertiefe in S34 ergibt sich eine hohe Wiederbelüftungsrate, sodass in beiden Varianten die Ablaufkonzentrationen von S_O höher liegen als die Zulaufkonzentrationen. Dennoch lässt sich für die Variante mit detaillierter Berücksichtigung der ruralen Abflussprozesse eine wesentlich bessere Sauerstoffs-

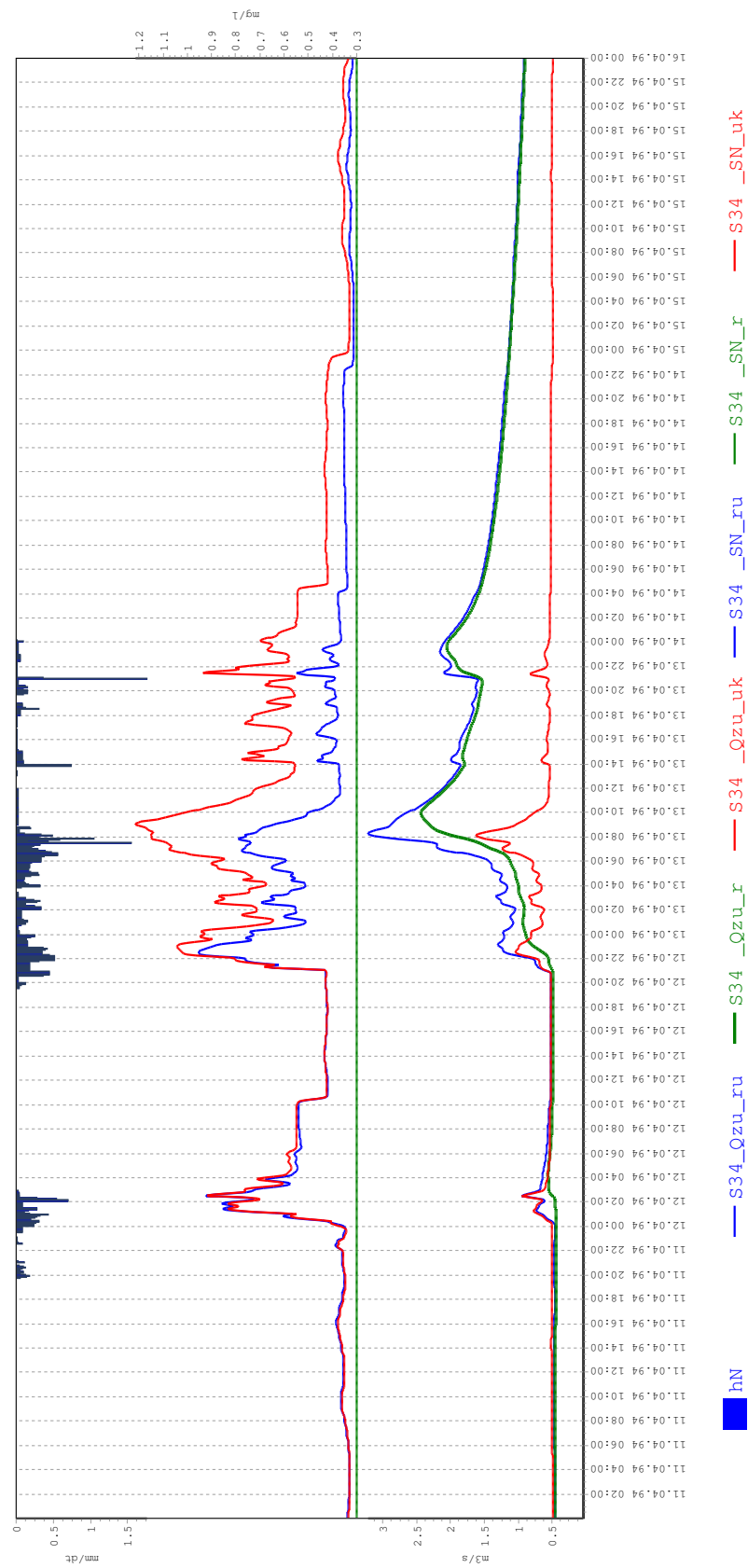


Abbildung 5.20: S_N -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus

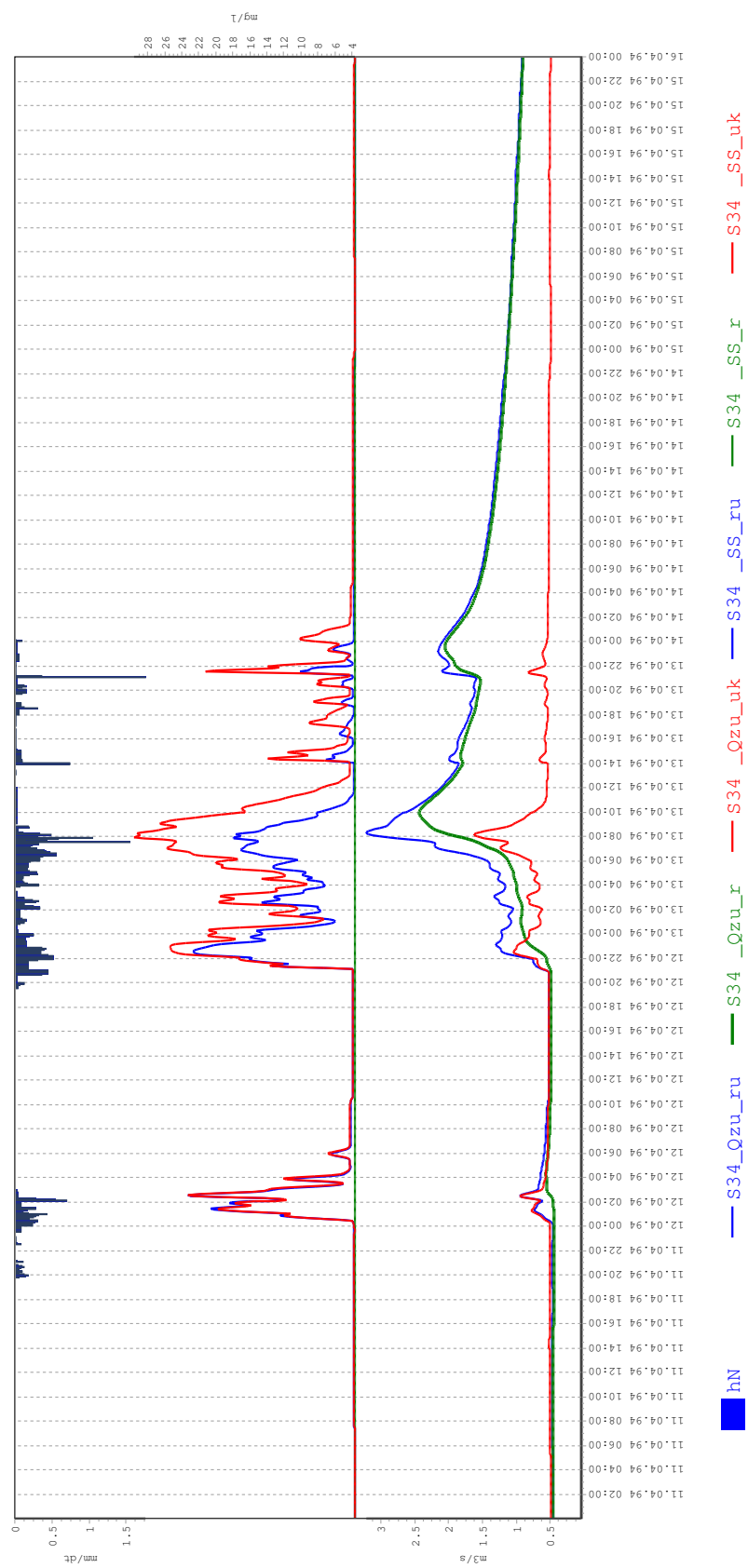


Abbildung 5.21: S_5 -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus

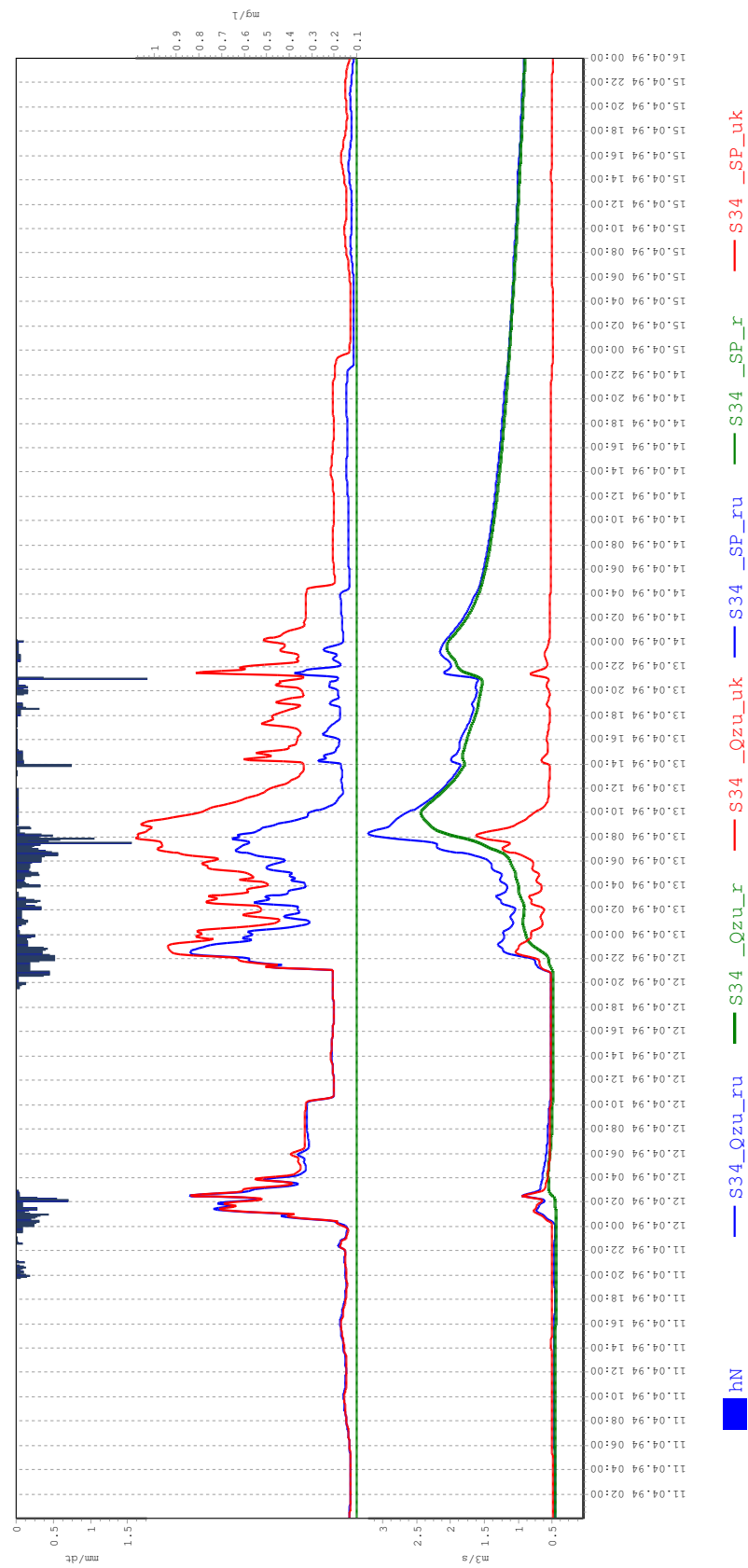


Abbildung 5.22: S_p -Konzentration im Gewässerabschnitt S34, Prozesse aus

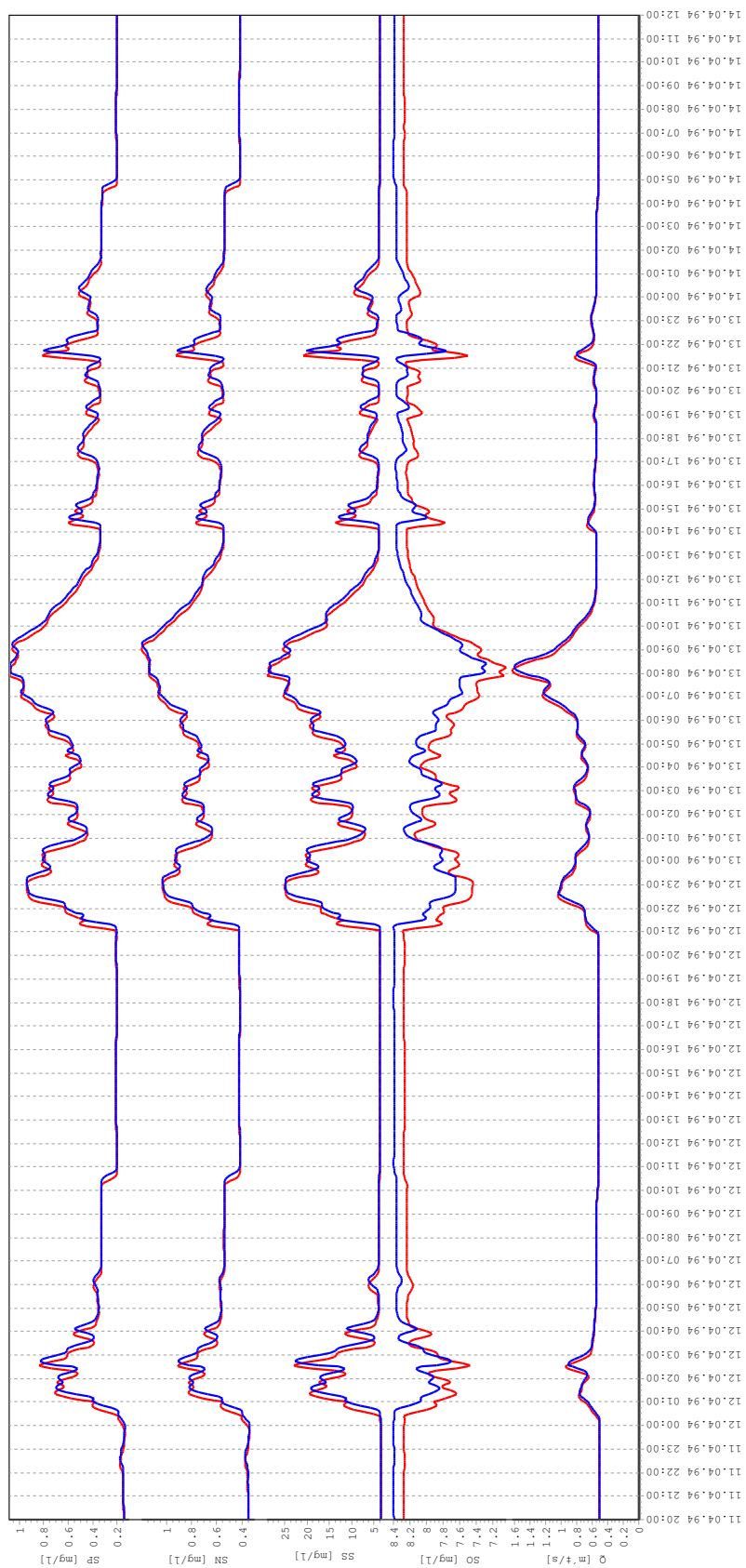


Abbildung 5.23: Zulaufkonzentrationen (rot) und Ablaufkonzentrationen (blau) in Gewässerabschnitt S34, Variante uk, Prozesse an.

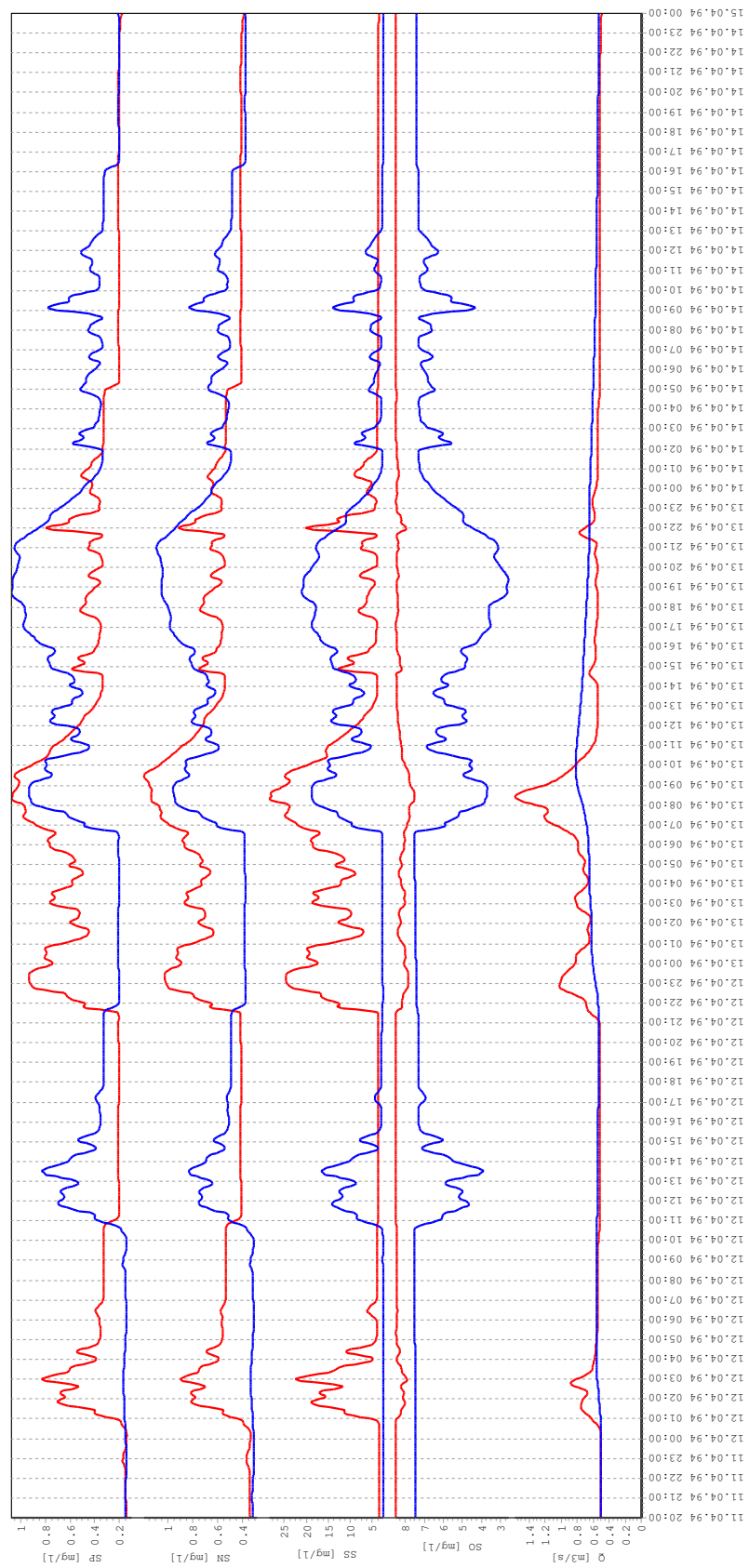


Abbildung 5.24: Zulaufkonzentrationen (rot) und Ablaufkonzentrationen (blau) in Gewässerabschnitt SF01, Variante uk, Prozesse an.

tuation des Gewässerkörpers feststellen. Für die Stoffe S_S und S_N schneidet Variante ru ebenfalls besser ab, die Unterschiede sind aber wieder optisch kaum zu erkennen, sodass auf eine Darstellung verzichtet wird.

Gravierender fallen die Unterschiede zwischen den Varianten uk und ru bei Betrachtung des langsam und mit größerer Tiefe fließenden Wassers in Gerinneabschnitt SF01 aus. Für die Sauerstoffkonzentration (vgl. Abbildung 5.26) ist hier ein maßgeblicher Unterschied zwischen den beiden Varianten festzustellen. Bei nahezu identischer Zulaufkonzentration stellt sich die Gewässersituation im Ablauf bei detaillierter Betrachtung der ruralen Einzugsgebietsteile (ru) im Vergleich zu konstanten Abflussspenden (uk) wesentlich besser dar. Die Berücksichtigung der realen Abflussverhältnisse führt zu einer Sauerstoffkonzentration die durchgehend über 4.5 mg/l liegt, während der Wert in Variante uk deutlich tiefer fällt. Schön zu erkennen ist hier beim ersten Regenereignis wieder die Tatsache, dass die detaillierte Berücksichtigung der ruralen Teile bei kleinen, für das Gewässer eher unkritischen Lastfällen (1. Niederschlagsereignis), nicht von großer Bedeutung ist. Bei größeren Ereignissen (2. Ereignis) zeigen sich dagegen gravierende Unterschiede. Nicht nur die minimale Sauerstoffkonzentration im Gewässer wird bei detaillierter Betrachtung deutlich besser, auch die Dauer der Sauerstoffabsenkung ist deutlich kürzer.

Ebenso lässt sich für die Stoffe S_N (Abbildung 5.27) und S_S (Abbildung 5.28) eine Verbesserung der Gewässersituation durch die detaillierte Berücksichtigung der ruralen Abflussprozesse beobachten. Da in beiden Varianten die Konzentrationen von S_N und S_S deutlich reduziert werden, kann die beschriebene Sauerstoffsituation nicht durch einen verminderten Sauerstoffverbrauch der Nitrifikation und des Abbaus organischer Substanz in Variante ru erklärt werden. Vielmehr ergibt sich die bessere S_O -Situation durch eine erhöhte Wiederbelüftungsrate, da der größere Abfluss bei detaillierter Betrachtung der ruralen Gebiete zu höheren Fließgeschwindigkeiten führt und so die Wiederbelüftungsrate erhöht wird.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bereits die Berücksichtigung der realen Abflussverhältnisse in den ruralen Einzugsgebietsteilen mit konstanten Hintergrundkonzentrationen zu maßgeblichen Unterschieden im Vergleich zur bisher im Rahmen der integrierten Modellierung urbanisierter Gebiete häufig verwendeten konstanten Zuflussganglinien aus oberhalb liegenden ruralen Gebieten führt. Neben rein mischungsbedingten Unterschieden hat die Berücksichtigung der realen Abflusspro-

zesse auch einen maßgeblichen Einfluss auf die im Gewässer ablaufenden Stoffumsatzprozesse.

Im Rahmen einer immissionsorientierten Gewässergütesimulation kann aber im Umkehrschluss nicht auf eine detaillierte Berücksichtigung der urbanen Gebiete verzichtet werden. Auch diese haben schon in Bezug auf den Abfluss einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf die resultierende Gesamtabflussganglinie (vgl. Abbildung 5.18), darüber hinaus sind insbesondere die Einträge an Stickstoff, Phosphor und leicht abbaubaren organischen Substanzen aus Kläranlagen und Entlastungsbauwerken von maßgeblicher Bedeutung für die chemisch-physikalische Wasserqualität des Gewässers.

5.1.8.3 Spezifische Konzentrationen für diffuse Quellen

Im abschließenden Schritt wurden für die Abflüsse aus den ruralen Einzugsgebietsteilen landnutzungsspezifische Konzentrationen für die diffusen Stoffeinträge angesetzt (vgl. Kapitel 4.3).

Ausgangsbasis waren hierfür die Hintergrundbelastungen nach LAWA [2005, 2006] (vgl. Tabelle 5.6.) Basierend auf Literaturwerten in Chiew u. a. [2002], Chiew und Scanlon [2002], sowie Searle [2005], bereits durchgeführten Arbeiten an der Modau [Heusch, 1998; Kraft, 2001; Ostrowski u. a., 2007a] und anderen Quellen (z. B. BLAWW [1984], Hamm [1991], DVWK [1998]) wurden für die verschiedenen Landnutzungskategorien im Einzugsgebiet (vgl. Abbildung 5.3) spezifische Konzentrationen für Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Basisabfluss abgeleitet.

Spezifische Werte wurden für die CORINE-Landnutzungsklassen 211 (nicht bewässertes Ackerland), 231 (Wiesen und Weiden), 242 (komplexe Parzellenstrukturen) und 243 (Landwirtschaft mit natürlicher Bodenbedeckung) und die Stoffgruppen S_N , S_P sowie S_S berücksichtigt. Für die übrigen CORINE-Landnutzungsklassen im Einzugsgebiet der oberen Modau bis zum Hochwasserrückhaltebecken, nämlich 222 (Obst- und Beerenobstbestände) sowie die Waldkategorien 311 (Laubwald), 312 (Nadelwald) und 313 (Mischwald) wurden die Hintergrundkonzentrationen nach LAWA [2005, 2006] angenommen. Im Vergleich zu den Hintergrundkonzentrationen nach Tabelle 5.6 ergeben sich für die Landnutzungskategorien mit spezifischen Werten deutlich höhere Konzentrationen im Oberflächenabfluss und Zwischenabfluss. Die Konzentrationen des Basisabflusses liegen in der Größenordnung der Hintergrundkonzentrationen, sind aber aufgrund der landwirtschaftlichen Landnutzung trotzdem leicht höher als die Hintergrundwerte.

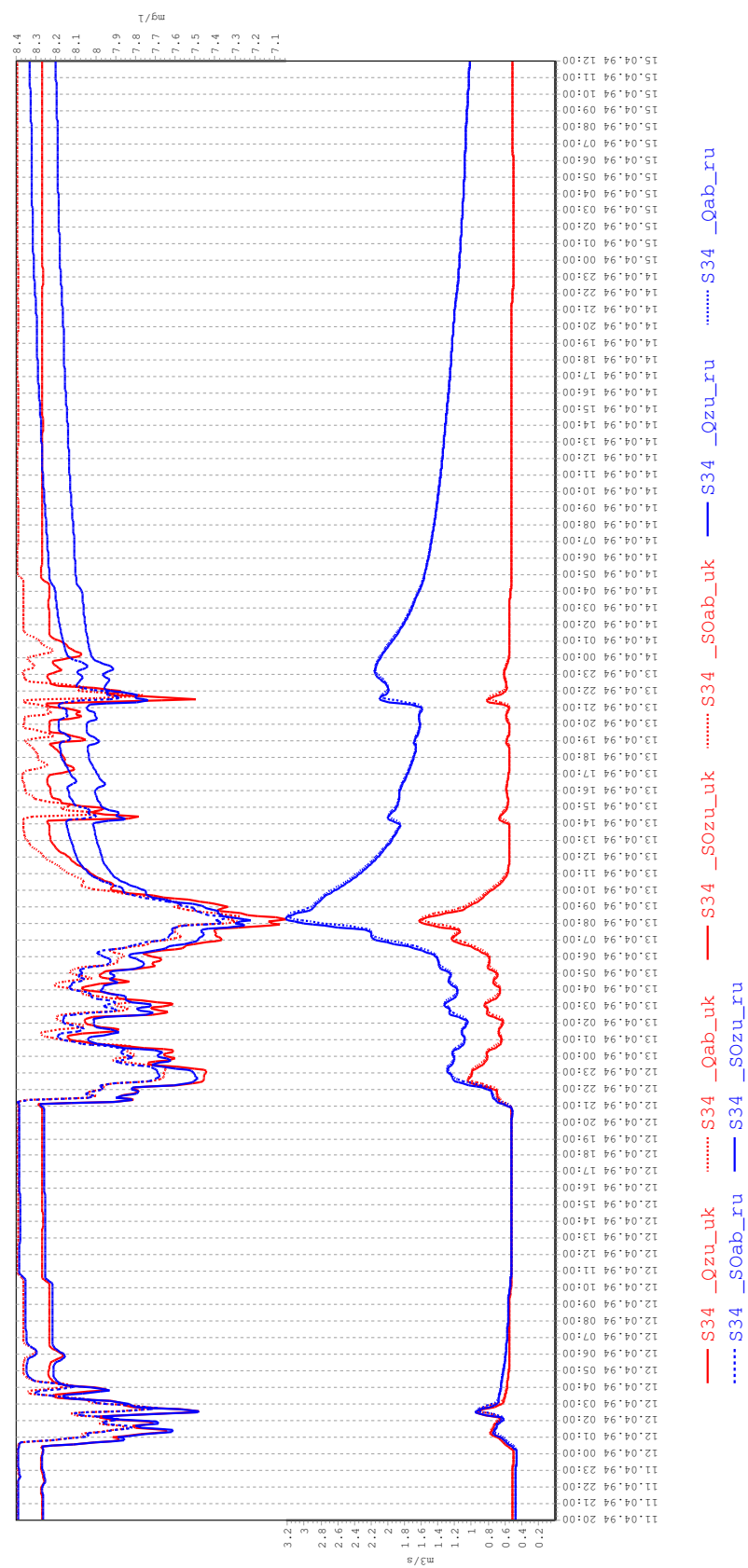


Abbildung 5.25: Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_0 für S34, Prozesse an

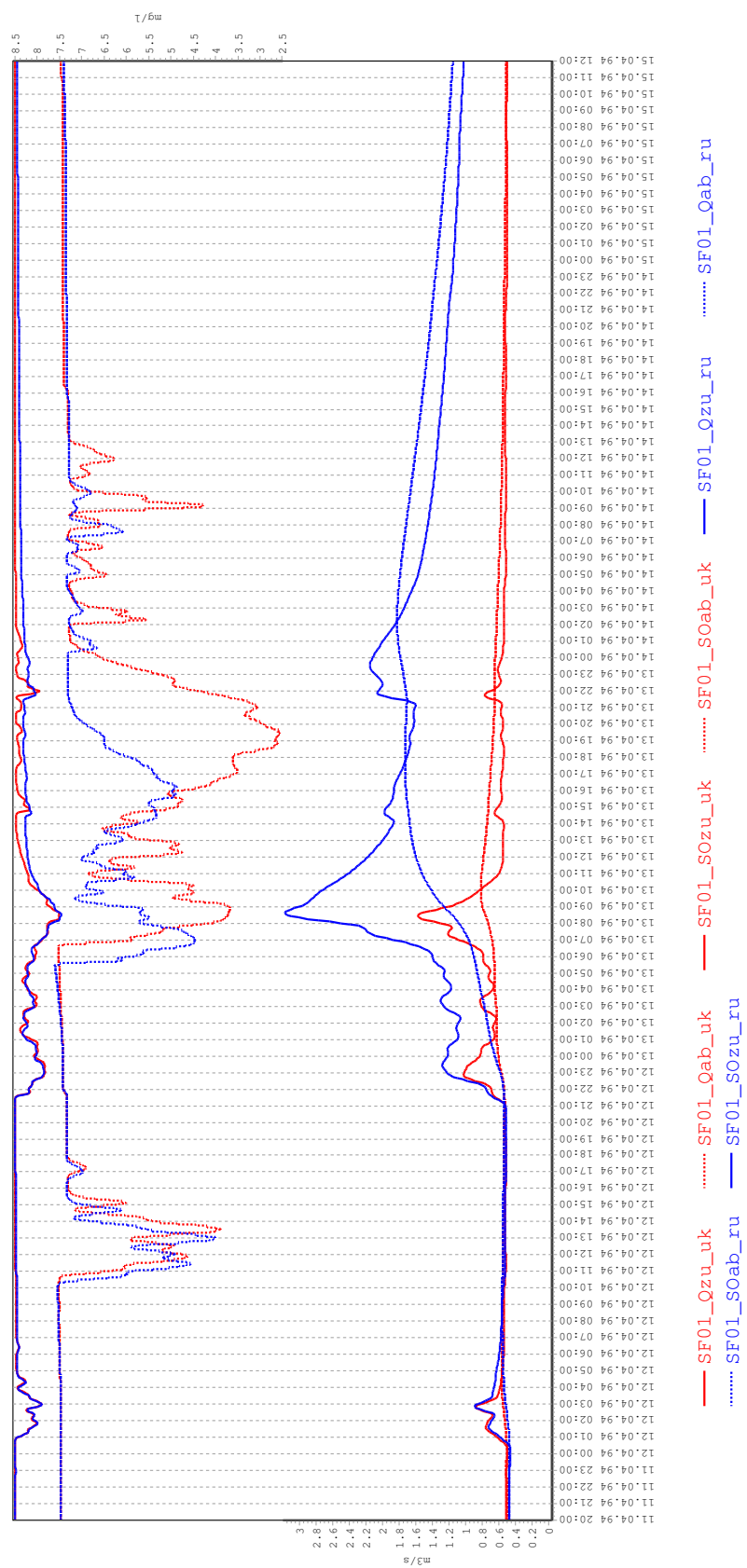


Abbildung 5.26: Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_O für SF01, Prozesse an

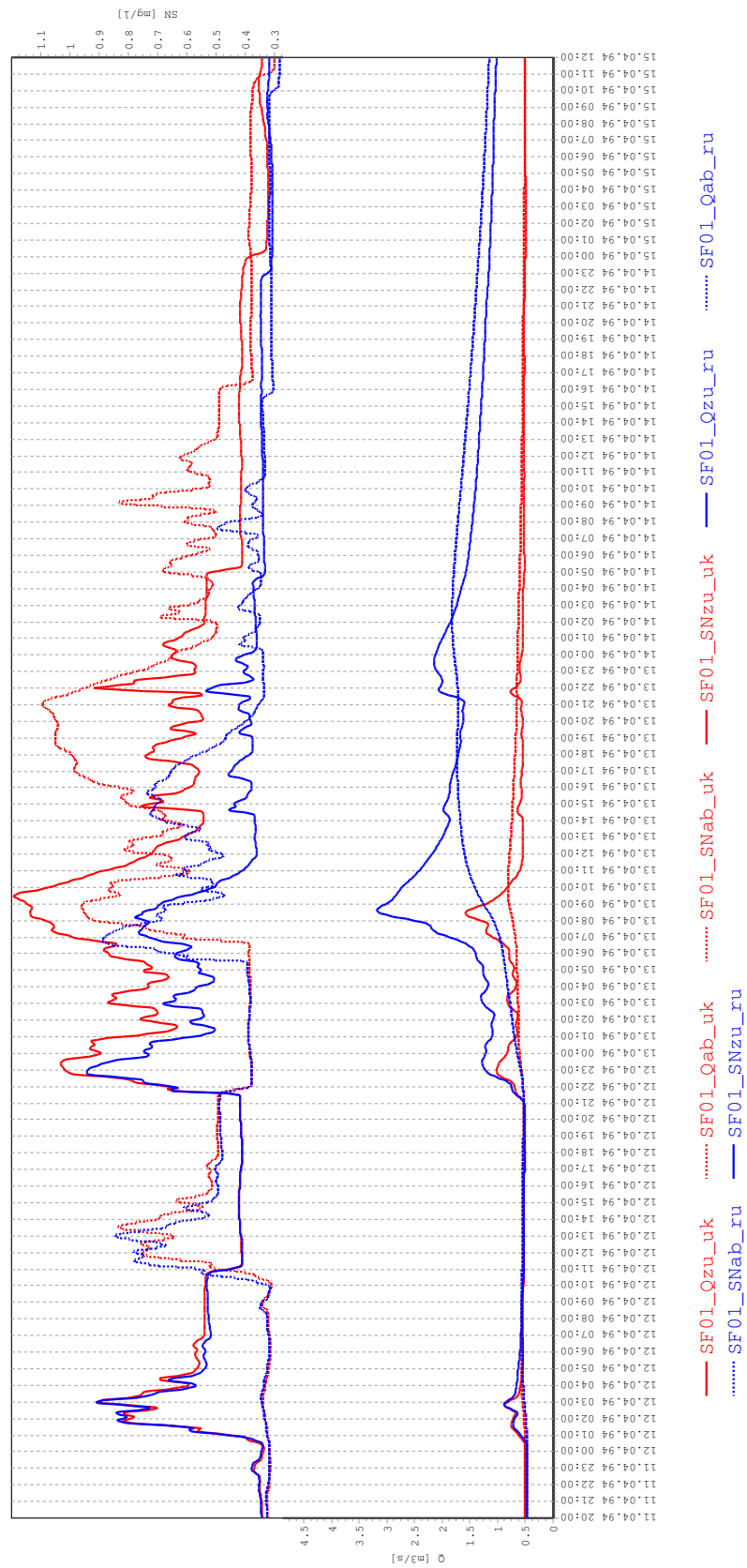


Abbildung 5.27: Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_N für SF01, Prozesse an

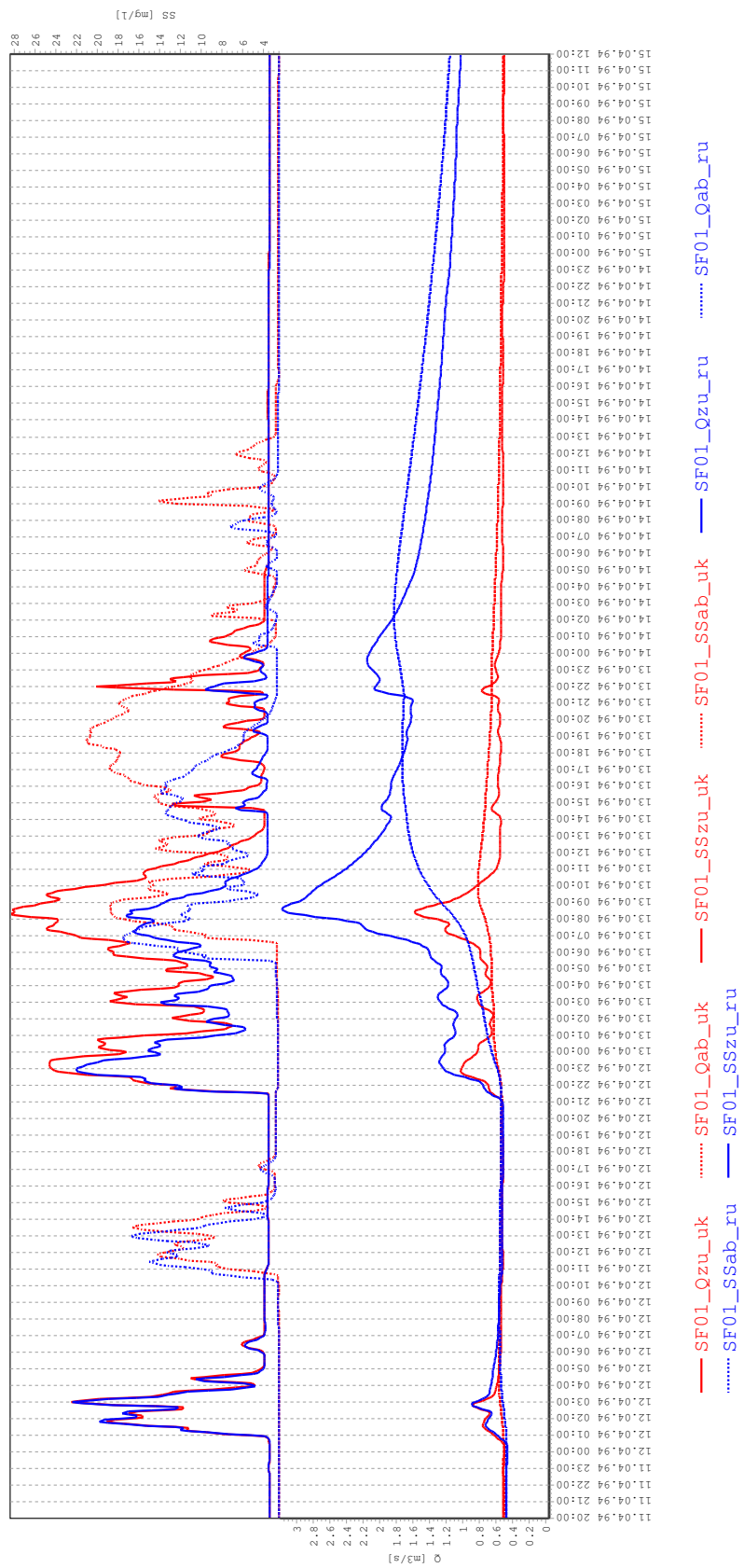


Abbildung 5.28: Vergleich Variante uk und ru bezüglich S_g für SF01, Prozess an

Für die Stoffgruppen S_N und S_P wurden generell die oberen Ereigniskonzentrationen aus Chiew und Scanlon [2002] für den Oberflächenabfluss übernommen, der Zwischenabfluss wurde aus dem Mittelwert der mittleren Ereigniskonzentration und der mittleren Trockenwetterkonzentration nach Chiew und Scanlon [2002] bestimmt, für den Basisabfluss wurde die Untergrenze der jeweiligen Trockenwetterkonzentration nach Chiew und Scanlon [2002] übernommen.

Die spezifischen Konzentration der Stoffgruppe S_S wurden nur für den Oberflächenabfluss angesetzt. Für die Landnutzungskategorien 211 und 242 wurde unter Annahme von Düngung mit Gülle eine Konzentration von 15 mg/l angesetzt, für die Kategorien 231 und 243 aufgrund der tierischen Ausscheidungen ein höherer Wert von 30 mg/l. Die übrigen Landnutzungskategorien wurden mit den Hintergrundkonzentrationen parametrisiert.

Eine Übersicht der verwendeten Konzentrationen für die ruralen Einzugsgebietsteile gibt Tabelle 5.8.

Die prinzipielle Funktionsweise der landnutzungs- und abflusspfadspezifischen Modellierung der diffusen Stoffeinträge zeigt Abbildung 5.29. Dargestellt sind die Abflussganglinie sowie die Konzentrationsverläufe der Stoffgruppen S_N , S_P und S_S für das Gerinneelement S63 im Quellgebiet der Modau für Variante r ohne Prozesse im Gewässer. Das in den Gewässerabschnitt S63 entwässernde Teileinzugsgebiet A62 weist neben der Landnutzung Laubwald (311) nur die Landnutzung komplexe Parzellenstrukturen (242) auf. Der Konzentrationsverlauf der Stoffgruppe S_S folgt konstant der Hintergrundkonzentration und steigt erst mit dem Auftreten des Oberflächenabflusses gegen 7:00 Uhr am 13.04.1994 an. Aufgrund der Mischung mit Basis- und Zwischenabfluss der Landnutzung 242 sowie des Gesamtabflusses der Landnutzung 311 mit der Hintergrundkonzentration für S_S bleibt die Gesamtkonzentration im Gewässer deutlich unter dem für den Oberflächenabfluss der Landnutzung 242 definierten Wert (vgl. Tabelle 5.8). Anders sieht es für die Konzentrationsverläufe der Stoffgruppen S_N und S_P aus. Hier liegen für die Landnutzung 242 sowohl die Konzentration des Oberflächen- als auch des Zwischenabflusses deutlich über den Werten der Hintergrundkonzentration. Entsprechend steigen die Konzentrationsganglinien bereits mit dem Anstieg des Zwischenabflusses an und werden beim Auftreten von Oberflächenabfluss weiter erhöht.

In Abbildung 5.30 sind die Abflussganglinie und die Konzentrationsganglinien im Gewässerabschnitt S34 direkt vor dem Hochwasserrückhaltebecken dargestellt. Der klare Zusammenhang zwischen Abfluss und Stoffkonzentrationen wie in Abbildung 5.29 ist

hier nicht mehr zu erkennen. Vielmehr weisen die Konzentrationsverläufe der Stoffgruppen S_P , S_N , und S_S eine deutlich größere zeitliche Variabilität auf als die Abflussganglinie des Gewässerabschnitts. Dies erklärt sich aus der Überlagerung der je nach Landnutzung und Bodentyp unterschiedlichen Abflusssentstehung und Aufteilung auf die drei Abflusskomponenten je Elementarfläche sowie der Verknüpfung der Stoffkonzentrationen mit diesen räumlich und zeitlich extrem variablen Prozessen.

Die Unterschiede zwischen der Modellierung mit konstanten Hintergrundkonzentrationen (db) nach LAWA [2005, 2006] und der detaillierten Berücksichtigung diffuser Stoffeinträge (dd) ist in Abbildung 5.31 für den Gewässerabschnitt S34 jeweils für die Variante ru ohne Berücksichtigung von Stoffumwandlungsprozessen dargestellt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden für Sauerstoff (S_O) keine differenzierten Werte für die Abflusspfade angesetzt, sodass die S_O -Konzentrationsganglinien in beiden Varianten identisch sind. Dagegen zeigen sich deutliche Unterschiede für die drei Stoffgruppen S_S , S_N und S_P . Hierbei fallen die Ergebnisse bei der detaillierten Berücksichtigung der diffusen Quellen aus Gewässersicht schlechter aus als bei der Verwendung der Hintergrundkonzentrationen. Insbesondere die eingetragenen Mengen an S_N und S_P sind deutlich höher als bei der Verwendung der konstanten Hintergrundkonzentrationen. Die Modellierung mit konstanten Hintergrundkonzentrationen und detaillierter Bodenfeuchtsimulation für den Abfluss aus den ruralen Flächen führt somit zu einer Unterschätzung der Gewässerbelastung.

Noch deutlicher wird die notwendige Berücksichtigung der Einträge aus allen Bereichen eines Einzugsgebietes, wenn die Stoffumwandlungsprozesse im Gewässer (mit Ausnahme der Photosynthese und Respiration) berücksichtigt werden. Besonders in langsam fließenden Gewässerabschnitten sind dann deutliche Unterschiede zwischen der Modellierung mit konstanten Hintergrundkonzentrationen (db) und einer detaillierten Betrachtung der diffusen Einträge (dd) festzustellen. Beispielhaft sei dies an den Konzentrationsganglinien des Gewässerabschnittes SF01 gezeigt (Abbildung 5.32). Die erhöhten Konzentrationen an S_N und S_S bei Berücksichtigung der detaillierten Einträge aus diffusen Quellen (dd) führen zu entsprechend starken Abbauprozessen (Nitrifikation und Abbau organischer Substanz) mit entsprechendem Sauerstoffverbrauch. Während dieser Sauerstoffverbrauch im Oberlauf von der Wiederbelüftung weitgehend ausgeglichen werden kann und daher im Zulauf zu SF01 bei beiden Varianten nahezu identische S_O -Konzentrationsganglinien zu beobachten sind, unterscheiden sich die Ablauf-

Tabelle 5.8: Landnutzungsspezifische Konzentrationen für Oberflächen- Zwischen- und Basisabfluss (mg/l)

Landnutzung	Abflussart ¹	Stoffgruppe		
		S_N	S_S	S_P
211	O	9.00	15.00	1.50
211	Z	2.35	3.65	0.30
211	B	0.40	3.65	0.10
222	O	0.30	3.65	0.10
222	Z	0.30	3.65	0.10
222	B	0.30	3.65	0.10
231	O	4.20	30.00	0.70
231	Z	1.70	3.65	0.22
231	B	0.40	3.65	0.10
242	O	9.00	15.00	1.50
242	Z	2.35	3.65	0.30
242	B	0.40	3.65	0.10
243	O	2.00	30.00	0.10
243	Z	0.65	3.65	0.10
243	B	0.30	3.65	0.10
311	O	0.30	3.65	0.10
311	Z	0.30	3.65	0.10
311	B	0.30	3.65	0.10
312	O	0.30	3.65	0.10
312	Z	0.30	3.65	0.10
312	B	0.30	3.65	0.10
313	O	0.30	3.65	0.10
313	Z	0.30	3.65	0.10
313	B	0.30	3.65	0.10

¹ O: Oberflächenabfluss
Z: Zwischenabfluss
B: Basisabfluss

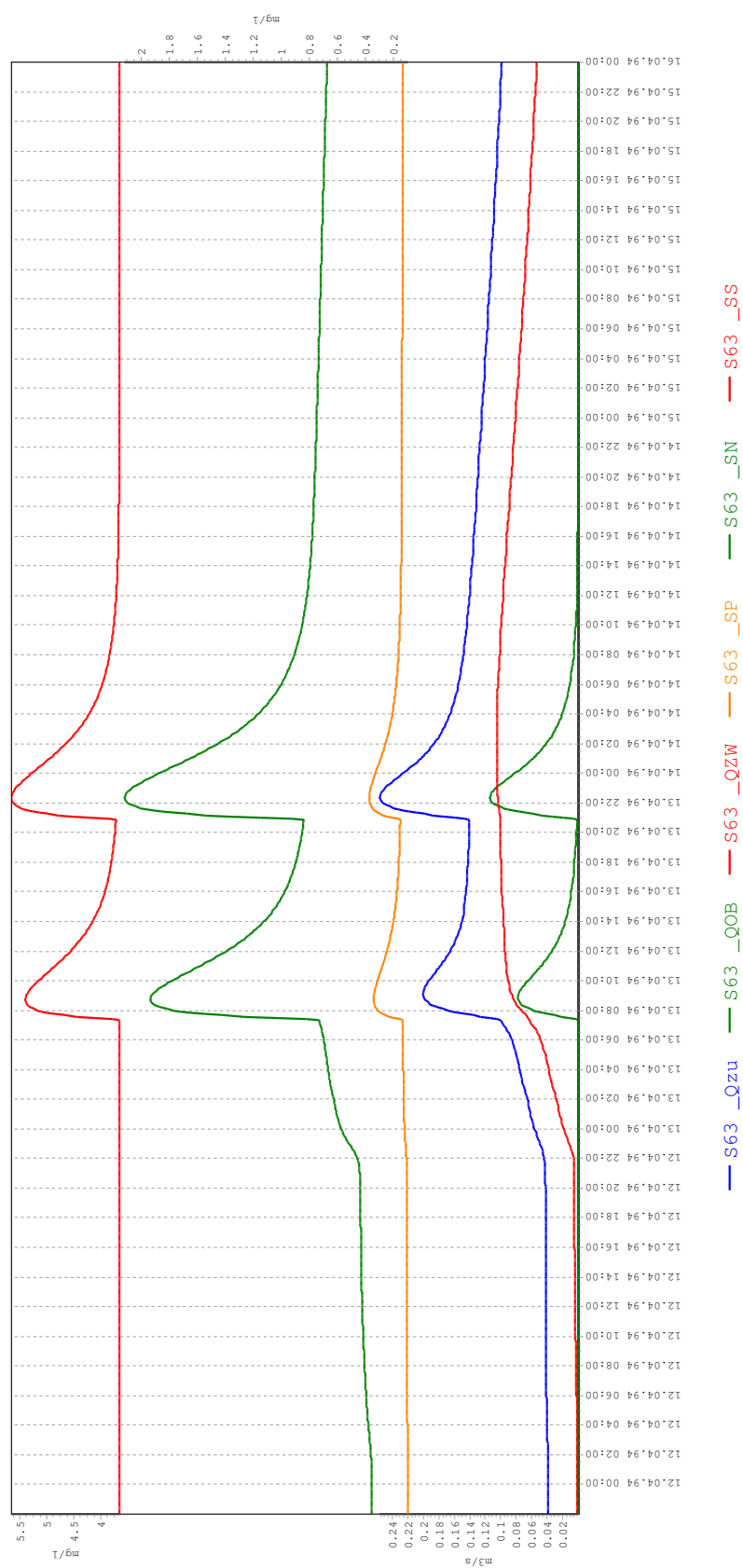


Abbildung 5.29: Prinzipielle Funktionsweise der landnutzungs- und abflusspfadspezifischen Stoffkonzentrationen für rurale Flächen (Gewässerabschnitt S63, Variante r, keine Prozesse)

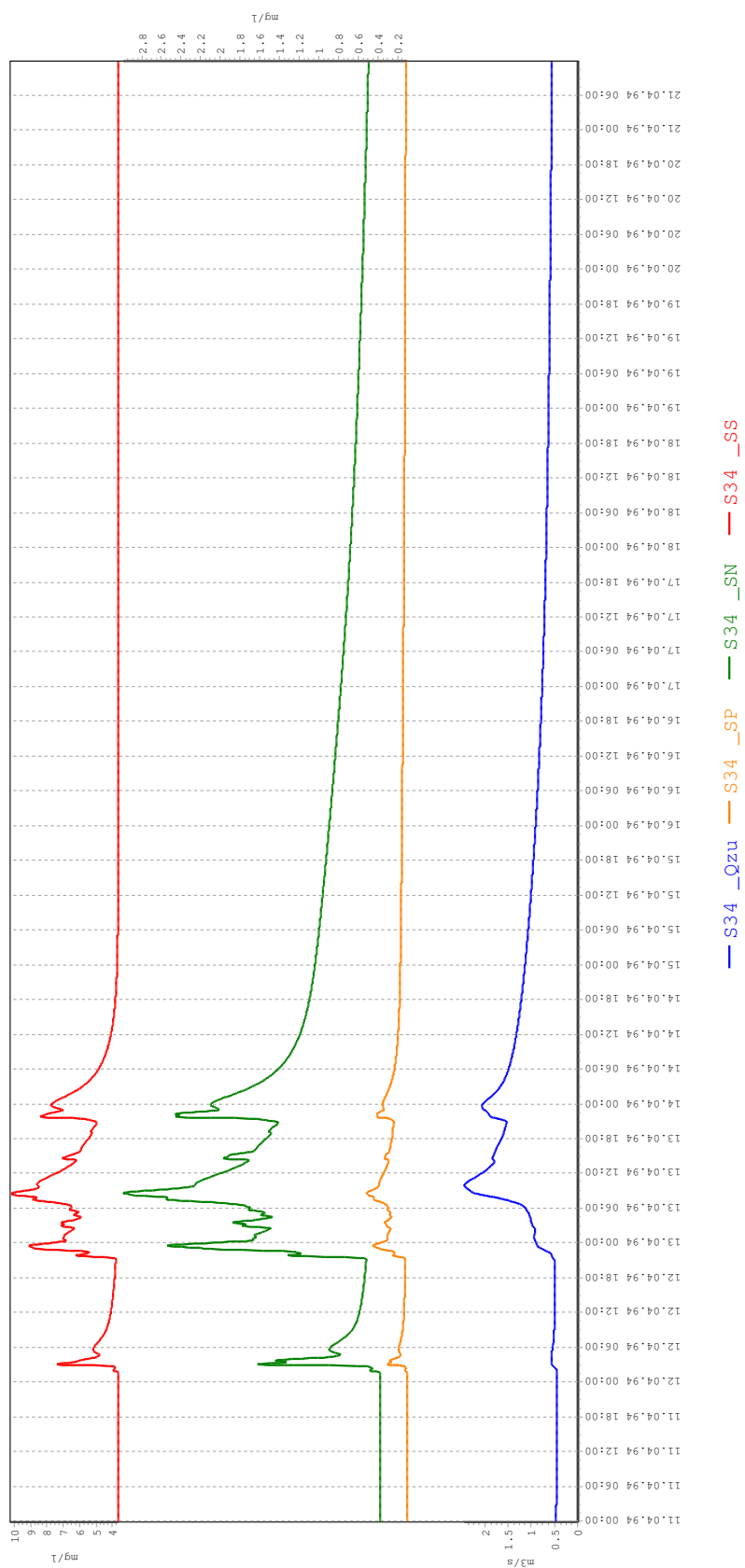


Abbildung 5.30: Abfluss- und Konzentrationsganglinien in Gewässerabschnitt S34 (Variante r, keine Prozesse)

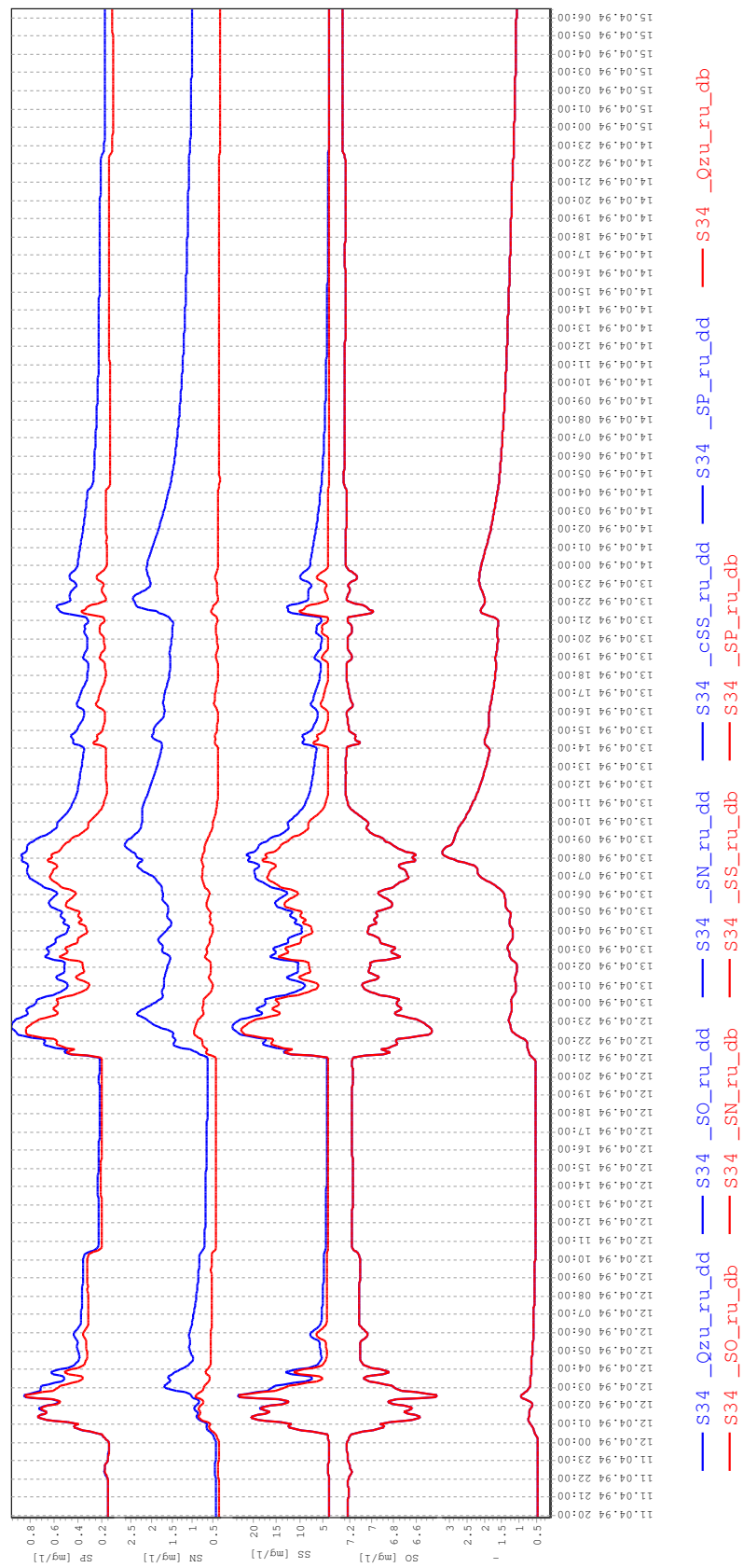


Abbildung 5.31: Vergleich der Modellierung mit konstanten Hintergrundkonzentrationen versus detaillierter diffuser Stoffeinträge am Gewässerabschnitt S34 (Prozesse aus, Variante ru)

konzentration von S_O maßgeblich. Die Variante dd weist eine deutliche geringere Minimalkonzentration an Sauerstoff auf, darüber hinaus sind die Zeiträume mit Konzentrationen unter 5 mg/l deutlich länger. Dies ist ein weiterer Beleg dafür, dass die Einträge aus diffusen Quellen bei einer immissionsorientierten Betrachtung der Gewässersituation möglichst detailliert abgebildet werden sollten.

Abschließend zeigt Abbildung 5.33 den Einfluss der pflanzlichen Biomasse und deren Veratmung bzw. Respiration auf die Gewässerqualität. Dargestellt sind die Konzentrationsganglinien für S_P , S_N , S_O ohne die Berücksichtigung der pflanzlichen Biomasse (blau) und mit Berücksichtigung (rot). Darüber hinaus zeigt die Abbildung die Ganglinie der X_A -Konzentration. Insbesondere für den Sauerstoffgehalt ergeben sich entscheidende Unterschiede. Abhängig von der jeweiligen Tageszeit und der damit verbundenen unterschiedlichen Lichtintensität ist die Photosyntheserate größer oder geringer. Das durch den Abbau von S_N und S_S hervorgerufene Sauerstoffminima am 13.04. um 7:00 Uhr fällt mit dem Tiefpunkt der X_A -Konzentration zusammen, so dass die Sauerstoffkonzentration bei Berücksichtigung der pflanzlichen Biomasse und deren Prozesse zu diesem Zeitpunkt noch etwas geringer ist als ohne. Im nachfolgenden Zeitbereich steigt dann aber die Photosyntheserate mit zunehmender Helligkeit wieder an und die Sauerstoffdelle am 13.04. von 11.00 Uhr bis 23:00 Uhr fällt durch die Photosyntheseaktivität deutlich geringer aus.

Die Variabilität in der Zulaufkonzentration von X_A ergibt sich aus der Tatsache, dass für Kläranlagenabläufe und die Entlastungen der Siedlungsentwässerung im vorliegenden Fall eine X_A -Konzentration von Null angesetzt wurde und die Gesamtkonzentration im Gewässer dementsprechend bei Entlastungsereignissen stark verringert wird. Die sich ergebende S_O -Ganglinie weist auf die Bedeutung einer zeitlich detaillierten Erfassung der Prozesse in den einzelnen Teilsystemstrukturen hin, da sich die Auswirkungen der Belastungen aus der Siedlungsentwässerung je nach Zeitpunkt und den damit unterschiedlichen Prozessen im Gewässer stark unterscheiden. Neben dem Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration ist auch die Beeinflussung der S_N - und S_P -Konzentrationen durch die Prozesse der pflanzlichen Biomasse erkennbar. In Zeiten mit hoher Photosyntheseaktivität verläuft die Ablaufkonzentration von S_N mit Berücksichtigung der pflanzlichen Biomasse unter derjenigen ohne Berücksichtigung, was durch den S_N -Verbrauch des Pflanzenwachstums begründet ist. Umgekehrt lassen sich in Zeiten der Respiration geringfügig höhere S_N -Konzentrationen bei Berücksichtigung der pflanzlichen Biomasse feststellen. Die

Tatsache, dass die Auswirkungen der Respiration weniger deutlich zu erkennen sind, liegt an der im Vergleich zur Photosyntheserate k_{photo} geringeren Respirationsrate k_{respi} . Die entsprechenden Effekte finden sich auch in den S_P -Ganglinien wieder, aufgrund der unterschiedlichen Stöchiometrie ist der Einfluss auf die S_P -Konzentration allerdings geringer.

5.2 Diskussion der Ergebnisse

In Kapitel 5.1 konnte gezeigt werden, dass mit dem entwickelten Modellkonzept die Abfluss- und Stofftransportprozesse in einem Einzugsgebiet mit komplexer Nutzung gut modelliert werden können. Auch die im Gewässer ablaufenden Stoffumwandlungsprozesse konnten abgebildet werden. Das entwickelte Modellkonzept erlaubt somit die verstärkt geforderte immissionsorientierte Betrachtung der Gewässerbelastungen für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung.

Bezüglich der Abflussvolumina und -spitzen zeigt sich, dass sowohl die Vernachlässigung der urbanisierten Einzugsgebietsteile als auch die Vernachlässigung der Abflussprozesse in den ruralen Einzugsgebietsteilen zu maßgeblichen Fehleinschätzungen der aktuellen Gewässersituation führen kann.

Im Oberlauf eines Gewässers kann der Gesamtabfluss im Trockenwetterfall maßgeblich vom Kläranlagenabfluss geprägt sein (Abbildung 5.13), sodass ein deutlicher Tagesgang in der Abflussganglinie erkennbar ist. Aber auch im Unterlauf des Gewässers bleibt die Bedeutung beider Teilsysteme bestehen (vgl. Abbildung 5.18). Im untersuchten Fallbeispiel ist die Trockenwetterganglinie der beiden Kläranlagen im Einzugsgebiet aufgrund der Retentionsprozesse im Gewässerabschnitt S34 zwar nicht mehr zu erkennen, ein mit Abbildung 5.13 vergleichbares Bild der Überprägung des ruralen Abflusses mit dem Tagesgang des Kläranlagenabflusses findet sich aber auch in Gewässerabschnitt S49, in den die Kläranlage Ernsthofen einleitet.

Trotz der Translations- und Retentionsprozesse im Gewässerkörper ist der Einfluss der urbanen Entlastungen auch im Unterlauf noch deutlich zu erkennen, wie in Abbildung 5.18 gezeigt werden konnte. Dies gilt nicht nur bezogen auf die Abflussvolumina, sondern auch für die Abflussspitzen und den zeitlichen Verlauf der Welle. So laufen die Abflussspitzen der urbanen Entlastungen im vorliegenden Fallbeispiel der ruralen Welle leicht voraus. Eine Vernachlässigung der urbanen Teilsystemstrukturen führt in komplex genutzten Einzugsgebieten zu einer maßgeblichen Unterschätzung der hydraulischen Gewässerbelastung. Werden nur die urbanen Einflüsse mit konstanter Abflussspende für die ruralen Einzugs-

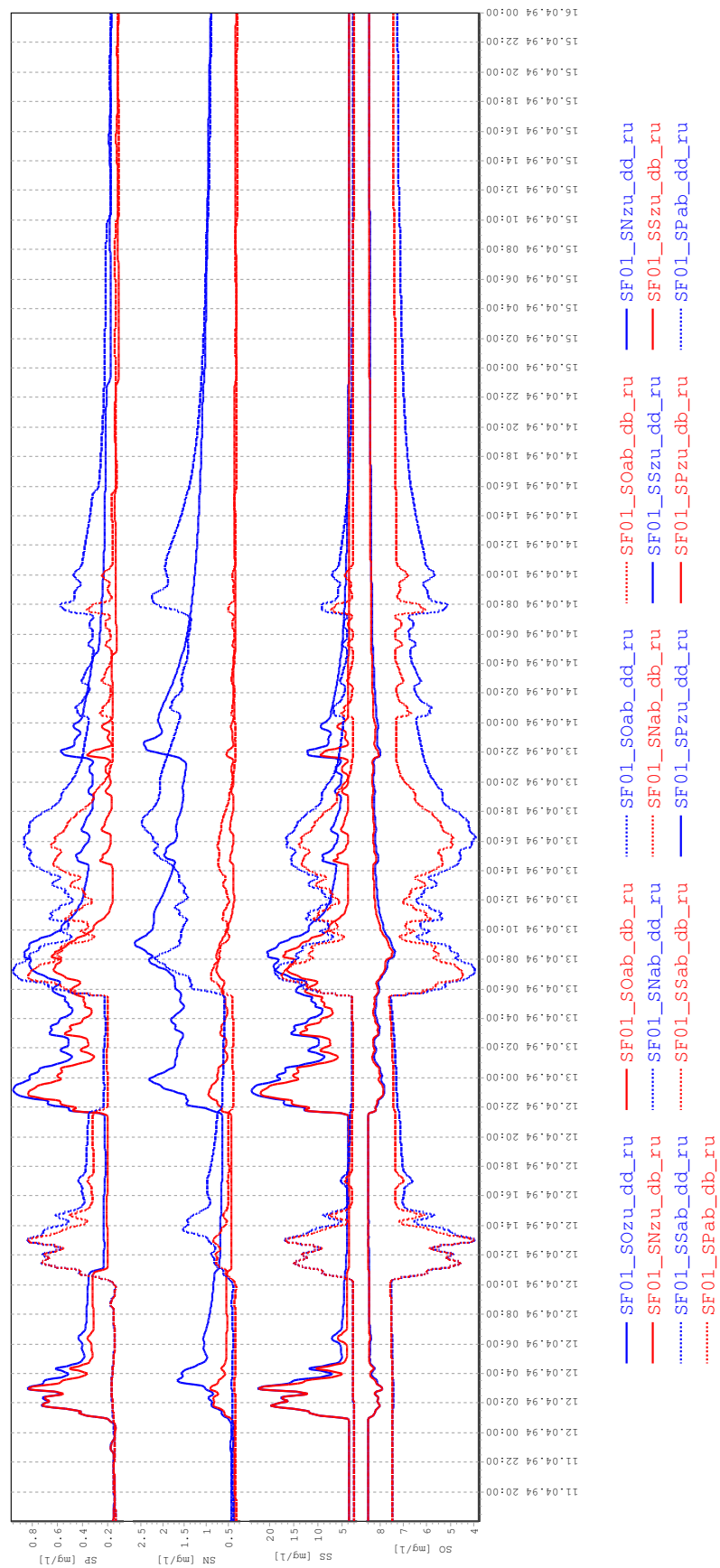


Abbildung 5.32: Konzentrationsganglinien in Gewässerabschnitt SF01 mit Hintergrundkonzentrationen (db) oder detaillierten Stoffkonzentration (dd) für diffuse Quellen (Prozesse an, Variante ru)

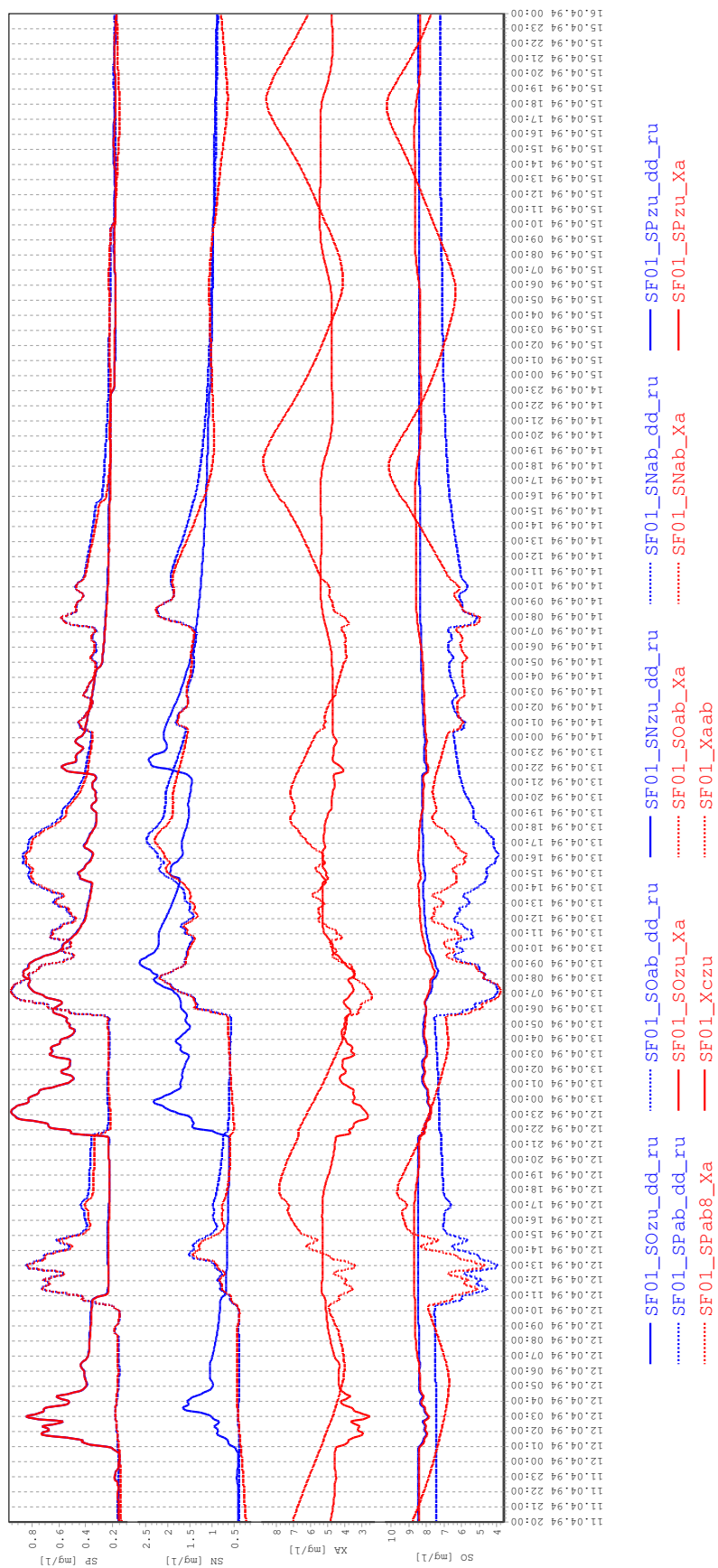


Abbildung 5.33: Einfluss der pflanzlichen Biomasse auf die Gewässerqualität ($X_{A,rural} = 5$)

gebietsteile betrachtet, stellt sich die Situation negativer dar, als sie tatsächlich ist. Wie in Abbildung 5.18 erkennbar, ist das Verhältnis von urbanem Abfluss zu ruralem Abfluss bei detaillierter Berechnung der ruralen Abflusswelle insbesondere beim zweiten Regenereignis deutlich geringer als bei Abbildung der ruralen Gebiete mittels konstanter Abflussspende. Ein wichtiges Maß zur Beurteilung der hydraulischen Belastung eines Gewässers durch die Entlastungen der Siedlungsentwässerung ist die Gewässer-sohlschubspannung und die mit ihr verbundene Verdriftung der Gewässerlebewesen bei hohen Abflüssen. Die Berücksichtigung der realen Abflussverhältnisse aus den ruralen Einzugsgebietsteilen zeigt, dass die Gewässerbiozönose bereits an eine große Dynamik der Abflussganglinie gewöhnt sein muss. Eine Bewertung der urbanen Belastungen ohne Berücksichtigung dieser sozusagen „natürlichen“ Dynamik kann zu einer Überschätzung der Auswirkungen führen, was im Zweifelsfall mit unnötig hohen Kosten, z. B. zur Schaffung weiterer Retentionsvolumina in der Kanalisation, verbunden sein kann.

Für die Kalibrierung und Validierung der ruralen Gebiete konnten sehr gute Ergebnisse erzielt werden. Die erzielte Güte zeigt klar die Eignung eines Elementarflächenmodells mit detaillierter Bodenfeuchtesimulation zur Abbildung der Prozesse auf weitgehend natürlichen Flächen. Der Vergleich mit den Ergebnissen eines detaillierten Rastermodells legt die Schlussfolgerung nahe, dass die detaillierte Abbildung der räumlichen Variabilität der Bodenverhältnisse im Einzugsgebiet mindestens ebenso wichtig ist wie die verwendete Modellstruktur, da die in der vorliegenden Arbeit durch die Verknüpfung des Elementarflächenmodells mit einer Bodendatenbank erzielten Ergebnisse denen des vom Modellkonzept als höherwertig zu klassifizierenden Rastermodells mit begrenzter Berücksichtigung der Bodenvariabilität mindestens ebenbürtig sind. Die erzielten Ergebnisse bestätigen den gewählten Ansatz für die Abflussmodellierung der ruralen Teilsystemstrukturen. Aufgrund fehlender Messwerte konnte eine Kalibrierung der urbanen Teilsystemstrukturen im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt werden. Generell ist allerdings im Rahmen der Siedlungsentwässerung eine geringere Variabilität der zur Beschreibung der Abflussbildung sowie -transformation nötigen Parameter zu beobachten. Die prinzipielle Eignung hydrologischer Verfahren zur Abbildung der Abflussprozesse urbaner Gebiete wurde von Engel [1994] durch einen Vergleich mit hydrodynamischen Modellierungsergebnissen bestätigt. Zusammen mit der langjährigen Erfahrung mit dem Vorgängermodell von **BLUEM.SIM_U** und der Verwendung geprüfter Datensätze für die ruralen Teilsystemstrukturen kann

davon ausgegangen werden, dass die berechneten Abflussganglinien der Kläranlagen und der Entlastungsbauwerke eine ausreichende Güte aufweisen.

Die im Rahmen des entwickelten Modellkonzeptes räumlich hochaufgelöste Untergliederung des Gesamteinzugsgebietes sowohl für den ruralen Teil als auch bei der Berücksichtigung der urbanen Einleitungsstellen lässt zukünftig einen detaillierten Vergleich der Modellergebnisse mit den realen Bedingungen zu. Das Modellsystem liefert neben genauen Informationen des Bodenfeuchteverlaufs in allen drei Berechnungsschichten, der Aufteilung des Abflusses in Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss je Elementarfläche und Teileinzugsgebiet auch für die urbanen Belastungen an jedem Einleitungspunkt genaue Informationen. Bei Bedarf kann zudem auf die von **BLUEM.SIM_U** generierten Ergebnisd Dateien für jedes Bauwerk der Kanalisation zurückgegriffen werden. Der räumliche Detaillierungsgrad des Modellkonzeptes ermöglicht den Vergleich zwischen Modellergebnis und Messung nicht nur am Gebietsauslass sondern auch an beliebig wählbaren Punkten innerhalb des Einzugsgebietes. Im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der damit verbundenen Einrichtung von Monitoringprogrammen ist mit einer Zunahme an Messungen zu rechnen, sodass die Ergebnisse der Teilsystemstrukturen des entwickelten Modellkonzeptes zukünftig noch detaillierter mit realen Messwerten verglichen werden können, als dies im Rahmen der vorliegenden Arbeit aufgrund beschränkter Datenverfügbarkeit möglich war.

Für die betrachteten Stoffgruppen zeigt sich ein ähnliches Bild wie für den Abfluss. Auch bei deaktivierten Stoffumwandlungsprozessen unterscheiden sich die Ergebnisse der drei Varianten uk, r und ru gravierend. Werden für die ruralen Bereiche des Einzugsgebietes konstante Hintergrundkonzentrationen angesetzt, so schneidet die Variante mit Berücksichtigung der detaillierten Abflussganglinie aus den ruralen Gebieten aus Gewässersicht immer besser ab, als bei Annahme einer konstanten Abflussspende für die ruralen Gebiete. Dies liegt darin begründet, dass die gewählten Hintergrundkonzentrationen für alle betrachteten Stoffgruppen besser sind, als die sich ergebenden Konzentrationen aus den Kläranlagenabläufen und den Entlastungsbauwerken. Die größere Menge an Abfluss bei der Variante mit detaillierter Bodenfeuchtesimulation führt aufgrund der Mischungsrechnung zu entsprechend besseren Ergebnissen. Diese Situation zeigt sich auch bei der Aktivierung der Stoffumwandlungsprozesse, wo insbesondere aufgrund der höheren Fließgeschwindigkeiten bei Betrachtung der realistischen Abflussgangli-

nie aus den ruralen Gebieten die Sauerstoffkonzentration durch die entsprechend höhere Wiederbelüftung verbessert wird.

Der Vergleich mit einer detaillierten Berechnung der ruralen Abflüsse sowie landnutzungs- und abflusspfadspezifischen diffusen Stoffeinträgen zeigt allerdings, dass eine Berücksichtigung des detaillierten ruralen Abflusses mit konstanten Hintergrundkonzentrationen die Gewässersituation zu positiv darstellt. Aufgrund der erhöhten Einträge an S_N , S_P und S_S bei detaillierter Berücksichtigung der diffusen Quellen sind zum einen die entsprechenden Konzentrationsganglinien höher, der mit der Nitrifikation und dem Abbau organischer Substanzen verbundene Sauerstoffverbrauch führt zum anderen zu geringeren S_O -Konzentrationen im Gewässer. Es zeigt sich, dass die detaillierte Berücksichtigung der ruralen Abflüsse zwar notwendig für eine realistische Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung ist, dann aber auch realistische Stoffeinträge für diese Abflüsse berücksichtigt werden müssen.

Der große Einfluss der Stoffumwandlungsprozesse im Gewässer zeigt sich auch für ein relativ kleines Gewässer im Mittelgebirge und bestätigt die vielfach geforderte und mittlerweile auch gesetzlich vorgeschriebene immissionsorientierte Betrachtung der Belastungen. Besonders stark zeigt sich der Einfluss der Stoffumwandlungsprozesse bei kleineren Fließgewässern in langsam fließenden oder staugeregelten Bereichen mit vergleichsweise hohem Wasserstand. In schnell fließenden Abschnitten sind die Einflüsse der Stoffumwandlungsprozesse aufgrund der geringen Verweilzeit des Wassers im jeweiligen Gewässerabschnitt gering und werden von den Effekten der Durchmischung der unterschiedlichen Abflüsse und deren Stoffkonzentrationen überlagert. Wie Abbildung 5.32 zeigt, haben die Prozesse in langsam fließenden Abschnitten dagegen maßgebliche Bedeutung, der Abbau organischer Substanzen und die Nitrifikation führen hier zu deutlich geringeren Sauerstoffkonzentrationen im Ablauf als im Zulauf zu diesem Abschnitt. Die Berücksichtigung der Prozesse im Gewässer unterstreicht die Bedeutung der realistischen Abschätzung der Einträge aus diffusen Quellen, da aufgrund der in diesem Fall höheren Stoffkonzentrationen an S_N und S_S auch der Sauerstoffverbrauch deutlich höher ausfällt als bei der Verwendung konstanter Hintergrundkonzentrationen, da die Wiederbelüftung in langsam fließenden Gewässern mit hohem Wasserstand den Sauerstoffverbrauch nicht mehr ausgleichen kann, was dagegen in schnell fließenden Abschnitten überwiegend der Fall ist.

Die Betrachtung langsam fließender Bereiche mit Aktivierung der Photosynthese und Veratmung der

pflanzlichen Biomasse zeigt den Einfluss, den diese Prozesse auf die übrigen Stoffkonzentrationen, insbesondere aber auch auf die Sauerstoffkonzentration haben. Darüber hinaus bestätigt die Berücksichtigung dieser Prozesse die Notwendigkeit einer zeitlich hochaufgelösten Modellierung sowohl der Belastungen, als auch der Prozesse im Gewässer selbst. Durch den lichtabhängigen Tagesgang der sich für die Photosyntheseaktivität (Sauerstoffproduktion) bzw. die Veratmung (Sauerstoffverbrauch) ergibt, kann die Gewässersituation, die sich aus einer Belastung ergibt, je nach dem Zeitpunkt des Ereignisses verbessert oder verschlechtert werden. Trifft beispielsweise eine erhöhte S_S -Konzentration in einem Gewässerabschnitt bei ausreichender S_P - und S_N -Versorgung auf den Zeitraum vermehrter Photosyntheseaktivität, kann der Sauerstoffverbrauch des Abbauprozesses durch die Sauerstoffproduktion der Photosynthese (teilweise oder vollständig) ausgeglichen werden. Fällt der Zeitpunkt der erhöhten S_S -Konzentration dagegen in die Nacht, addieren sich der Sauerstoffverbrauch durch den Abbauprozess und die Respiration der pflanzlichen Biomasse. Aufgrund des großen Einflusses der pflanzlichen Biomasse sollte zukünftig auch die durch die Photosynthese und Respiration verursachte Veränderung der Kohlendioxidkonzentration im Gewässer berücksichtigt werden, da der Kohlendioxidgehalt über den Karbonatgehalt S_{IC} einen Einfluss auf den pH-Wert des Gewässers und damit auf die Bildung von Ammoniak hat (vgl. Kapitel 2.3.1 und 4.4.3.3)

Die Ergebnisse zeigen die große Bedeutung von staugeregelten Gewässerabschnitten auf die Gewässerqualität. Während in schnell fließenden Abschnitten die Wiederbelüftung einen Großteil oder mehr der sauerstoffzehrenden Prozesse ausgleichen kann, ist dies aufgrund der verringerten Fließgeschwindigkeit, der höheren Wasserstände und der längeren Aufenthaltszeit des Wassers in den staugeregelten Bereichen nicht mehr möglich. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die entsprechenden Prozesse mit Hilfe des Gerinneabschnittes SF01 abgebildet, der als Ersatz für das Hochwasserrückhaltebecken implementiert wurde. Neben Hochwasserrückhaltebecken finden sich in Gewässern aber auch eine Vielzahl weiterer staugeregelter Bereiche, deren Ursache vielfältig sein kann. Neben größeren Bauwerken wie Talsperren, Poldern und Hochwasserrückhaltebecken fallen hierunter auch durch Wehre oder Biberdämme aufgestaute Bereiche sowie eine Vielzahl natürlicher Becken mit entsprechenden Charakteristika. Im Rahmen von immissionsorientierten Modellierungen ist der korrekten Abbildung der hydraulischen Verhältnisse in diesen Bereichen eine verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Insbesondere für grö-

ßere staugeregelte Bereiche wie z. B. Hochwasserrückhaltebecken, Talsperren oder große Wehranlagen ist die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gewählte Abbildung über einen langsam fließenden Gerinneabschnitt nur als erster Schritt zu betrachten. Zukünftig sollte das entwickelte Modellsystem um eigene Module für diese Bereiche ergänzt werden, um eine besser an die realen Verhältnisse angepasste Abbildung der Hydraulik, insbesondere aber der Stoffumwandlungsprozesse, zu erzielen. Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit bestätigen damit die Erkenntnisse von Henschel und Steinberg [1990], Herbst [1997] und DVWK [1998], welche die Bedeutung von Stauhaltungen und deren Wirkung als Bioreaktoren als Problem bei der Formulierung von festen Zielkenngrößen für Nährstoffkonzentrationen in Fließgewässern nachwiesen.

Die Verknüpfung von Gewässerhydraulik und Stoffumwandlungsprozessen erfordert im Rahmen einer immissionsorientierten Modellierung mit dem vorgestellten Modellkonzept die Beachtung eines weiteren Punktes. Sind die Fließgeschwindigkeiten eines Gewässerabschnittes so hoch, dass er innerhalb des gewählten Modellzeitschrittes komplett durchflossen wird, werden für diesen Gewässerabschnitt aufgrund der Implementierung der lagrangebasierten Stofftransportmodellierung (vgl. Kapitel 4.4.2) keine Stoffumwandlungsprozesse berücksichtigt. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ein Zeitschritt von fünf Minuten verwendet. Um die beschriebenen Probleme zu vermeiden, ist zukünftig ein Simulationszeitschritt von einer Minute anzustreben. Für die detaillierte Bodenfeuchtesimulation in **BLUEM.SIM_R** scheint dieser anzustrebende Zeitschritt allerdings als zu klein, sodass **BLUEM.SIM_R** um eine Funktionalität erweitert werden sollte, die für die Modellierung des Gewässers eine kleinere Zeitschrittweite zulässt als für die Modellierung der Abflussprozesse auf den ruralen Flächen.

Im Gegensatz zum Abfluss war eine Kalibrierung der ermittelten Konzentrationsganglinien im Rahmen der vorliegenden Arbeit mangels Daten nicht möglich. Die dargestellten Konzentrationsganglinien müssen demzufolge nicht zwangsläufig mit der realen Gewässersituation übereinstimmen. Auf diese Einschränkung wurde bereits bei der Einführung des Fallbeispiels hingewiesen (semi-hypothetisch). Wesentliches Ziel des präsentierten Fallbeispiels war nicht die realistische Prognose von Konzentrationsganglinien für die obere Modau, sondern die Demonstration der Funktionsweise des entwickelten Modellkonzeptes und ein Vergleich von verschiedenen Varianten. Dennoch stimmen die ermittelten Konzentrationswerte gut mit von Kraft [2001]

durchgeführten Modellierungen mit QUAL2E [USEPA, 1987] an der oberen Modau überein. Die von Kraft [2001] ermittelten S_P -Konzentrationen lagen zwischen 0,3 und 0,9 mg/l, dieser Wertebereich wurde auch von den im Rahmen dieser Arbeit erzeugten Ganglinien eingehalten. Bezüglich der S_N -Konzentrationen liegen die mit dem integrierten Modellkonzept ermittelten Maximalwerte von ca. 2,5 mg/l im Vergleich zu Kraft [2001] auf der sicheren Seite, die Werte bis zu 5,5 mg/l ermittelte.

Die für den Gewässerabschnitt SF01 dargestellte Situation stimmt mit den bekannten Problemen im Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt gut überein, für das aufgrund der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet der Modau und der veränderten Abflussdynamik im Becken regelmäßig Eutrophierungserscheinungen und geringe Sauerstoffkonzentrationen berichtet werden [Bach, 2005]. Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten Sauerstoffschwankungen durch die Prozesse der pflanzlichen Biomasse bewegen sich in einem Bereich, der auch von Solvi [2006] beschrieben wurde.

Neben der detaillierten und realitätsnahen Berücksichtigung der Belastungen des Gewässerkörpers ist im Rahmen einer immissionsorientierten Betrachtung allerdings auch die Wahl der Reaktionsraten im Gewässerkörper (vgl. Tabelle 4.3 und Kapitel 4.4.3) von Bedeutung.

In Abbildung 5.34 ist die mittlere S_S -Konzentration im Ablauf des Elements SF01 bei unterschiedlichen Zulaufkonzentrationen (SS_{zu}) und unterschiedlichen Abbauraten (k_{Abbau}) dargestellt. Die für die Sensitivitätsuntersuchung gewählte Spanne der Abbaurate wurde aus Literaturwerten bestimmt (vgl. Kapitel 4.4.3.4). Es zeigt sich ein mit zunehmender Zulaufkonzentration steigender Einfluss der Abbaurate. In Abbildung 5.35 ist der entsprechende Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration im Ablauf von SF01 dargestellt.

Wie für den Prozess des Abbaus organischer Substanz wurde auch für die Nitrifikation eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (Wertebereich von k_{Nitri} vgl. Kapitel 4.4.3.3). Die Ergebnisse zeigen Abbildung 5.36 und 5.37. Es zeigt sich ein ähnlicher Zusammenhang wie beim Abbau von S_S . Mit zunehmender Konzentration von S_N wird der Einfluss der Nitrifikationsrate k_{Nitri} größer. Abbildung 5.37 zeigt den Einfluss auf die resultierende mittlere Sauerstoffkonzentration.

Die Sensitivitätsanalyse für den Einfluss der pflanzlichen Biomasse wurde kombiniert für die Photosyntheserate k_{photo} und die Respirationsrate k_{Respi} durchgeführt (Abbildung 5.38). Insbesondere bei der Darstellung bezogen auf die mittlere Ablauf-

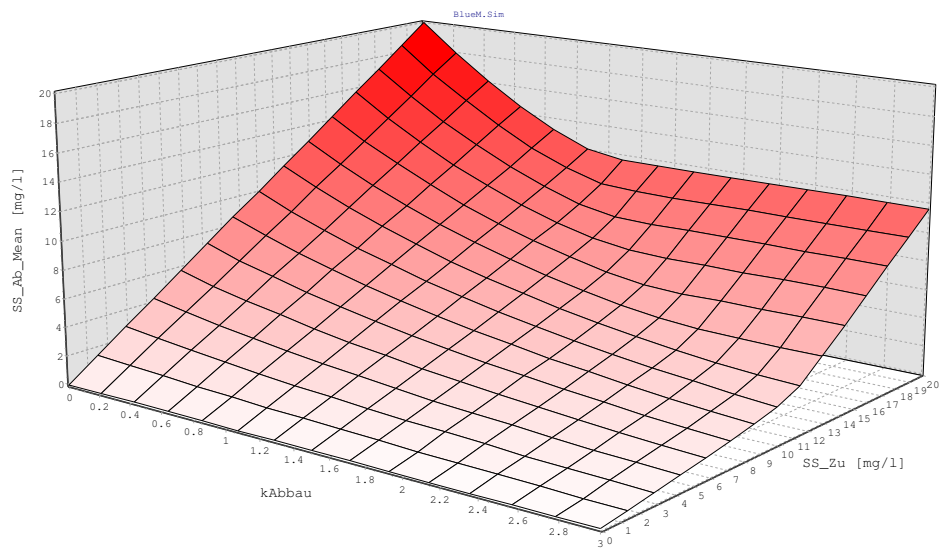


Abbildung 5.34: Sensitivitätsanalyse für den Prozess Abbau organischer Substanz bezogen auf $\overline{S_S}$

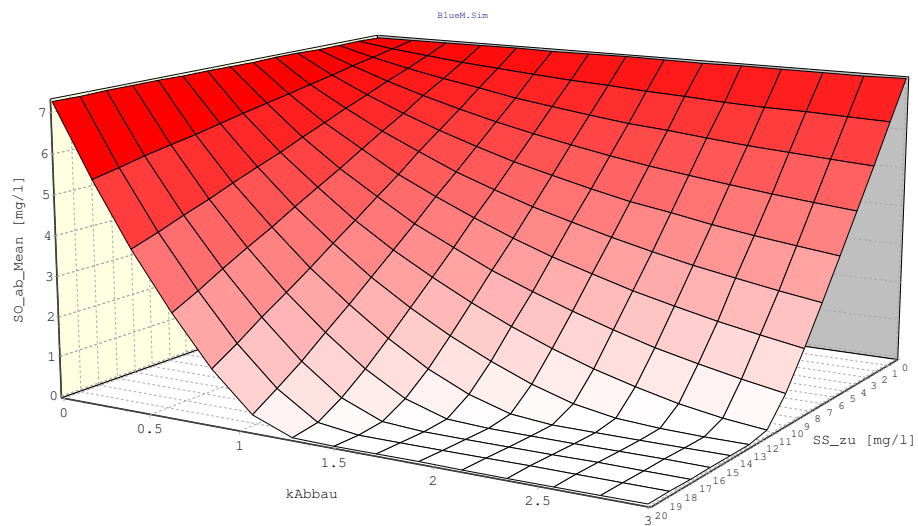


Abbildung 5.35: Sensitivitätsanalyse für den Prozess Abbau organischer Substanz bezogen auf $\overline{S_O}$

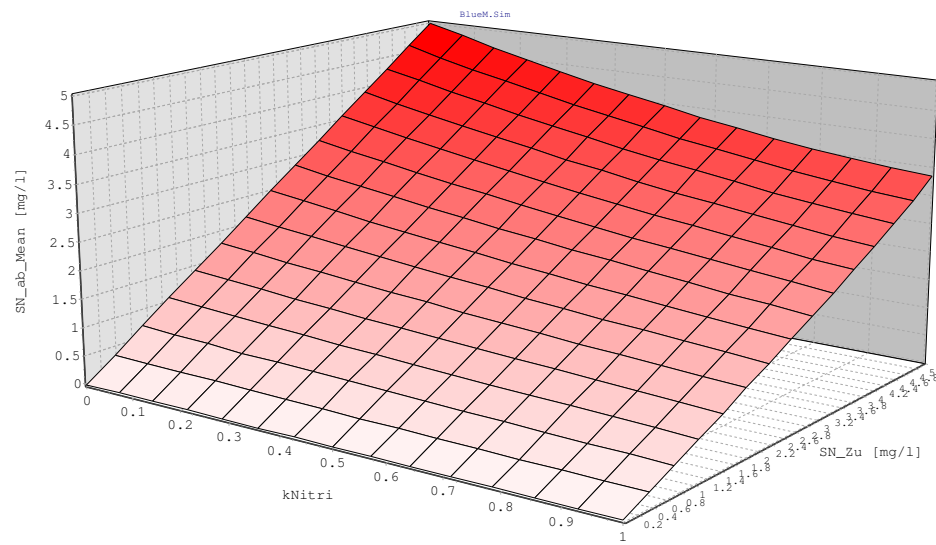


Abbildung 5.36: Sensitivitätsanalyse für den Prozess Nitrifikation bezogen auf $\overline{S_N}$

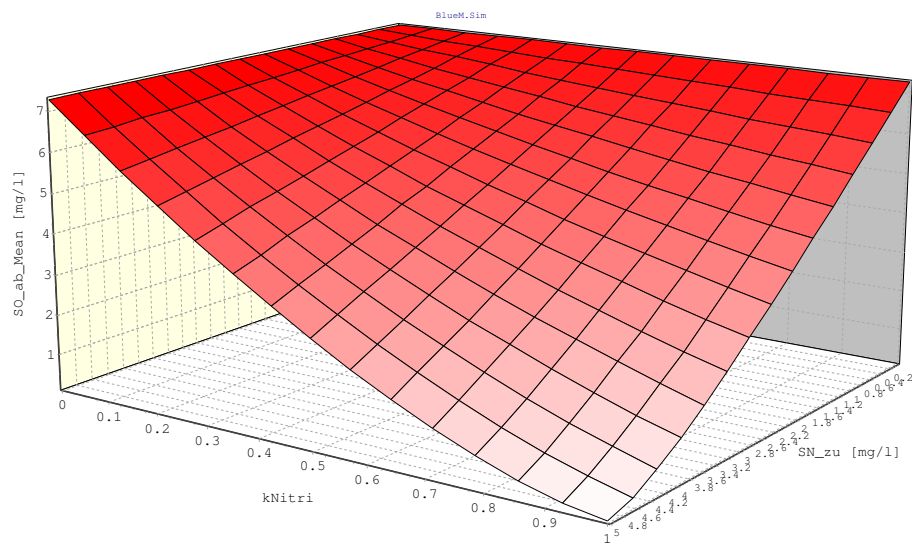


Abbildung 5.37: Sensitivitätsanalyse für den Prozess Nitrifikation bezogen auf $\overline{S_O}$

konzentration des Sauerstoffs (Abbildung 5.39) zeigt sich, dass die Wahl der beiden Reaktionsraten einen maßgeblichen Einfluss auf die Sauerstoffkonzentration hat. Die Sensitivität des Gewässergütemodells bezüglich der pflanzlichen Biomasse weist darauf hin, dass eine deutliche Verbesserung der Ergebnisse zu erzielen wäre, wenn diese nicht als konstant im ruralen Zufluss und als Null im urbanen Zufluss angesetzt würde. So schlagen Cluis u. a. [1988] die Kopplung der X_A -Konzentrationseinträge aus den ruralen Flächen an das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor im Abfluss vor.

Die Sensitivitätsanalysen zeigen zum einen den Einfluss der Wahl der Reaktionsraten auf die resultierenden Modellergebnisse. Dieser Einfluss wird besonders deutlich, wenn die resultierende Sauerstoffkonzentration betrachtet wird. Hier sind die Effekte zumeist deutlicher als bei Betrachtung der Stoffkonzentration. Zum anderen wird aber auch deutlich, dass schon moderate Reaktionsraten in Verbindung mit hohen Stoffkonzentrationen einen großen Einfluss auf die resultierende Sauerstoffkonzentration haben können. Hierdurch wird die Bedeutung einer realistischen Abschätzung der Stoffeinträge aus allen Teilsystemstrukturen im Rahmen einer immissionsorientierten Betrachtungsweise erneut unterstrichen.

Aufgrund der Bedeutung der Sauerstoffkonzentration für den Gewässerzustand ist darüber nachzudenken, unterschiedliche Sauerstoffkonzentrationen für den Oberflächen-, Zwischen- und Basisabfluss anzusetzen, da die Sauerstoffkonzentrationen im Bodenwasser, besonders im Grundwasser, in der Regel deutlich niedriger sind als im Oberflächenabfluss. Im dargestellten Fallbeispiel wurde hierauf verzichtet.

Generell lässt sich feststellen, dass die Modellkomplexität mit dem Wechsel von einer emissionsorientierten zu einer immissionsorientierten Betrachtungsweise maßgeblich ansteigt. Neben der dann notwendigen Berücksichtigung der Prozesse im Gewässer müssen auch alle Belastungen aus den unterschiedlichen Bereichen eines Einzugsgebietes berücksichtigt werden. Die entsprechende Modellierung der verschiedenen Bereiche einschließlich des Gewässerkörpers erhöht die Anzahl der zur modelltechnischen Beschreibung der Vorgänge notwendigen Variablen und Parameter, für deren Bestimmung in vielen Fällen nur wenige bis gar keine Daten zur Verfügung stehen. Jeder weitere Modellparameter kann als zusätzliche Quelle für Modellunsicherheiten betrachtet werden. Dieser potentiellen Erhöhung der Modellunsicherheit durch zusätzliche Parameter steht allerdings die Reduktion der Modellunsicherheit durch zusätzliche physikalisch begründete Ansätze entgegen. So erhöht sich die Modellkomple-

xität und die Anzahl der Parameter z. B. durch die Integration von **BLUEM.SIM_U** in das entwickelte Modellkonzept, die detaillierte Erfassung der urbanen Entwässerungsstruktur inklusive der Sonderbauwerke der Kanalisation reduziert jedoch die Unsicherheiten in Bezug auf die aus urbanisierten Gebieten entstehenden Belastungen im Vergleich zu einer pauschalen Abschätzung deutlich. Ebenso führt die detaillierte Bodenfeuchtesimulation zu einem erhöhten Parametersatz, im Vergleich zur Annahme konstanter Abflüsse aus ruralen Gebieten ist die Unsicherheit bei der detaillierten Betrachtung jedoch deutlich geringer. Darüber hinaus konnten die Unsicherheiten im Bezug auf die Abbildung der Prozesse im Gewässer aufgezeigt werden. Auch hier steht diesen Unsicherheiten aber im Vergleich mit emissionsbasierten Ansätzen der Zugewinn an physikalisch begründeten Informationen im Gewässerkörper gegenüber.

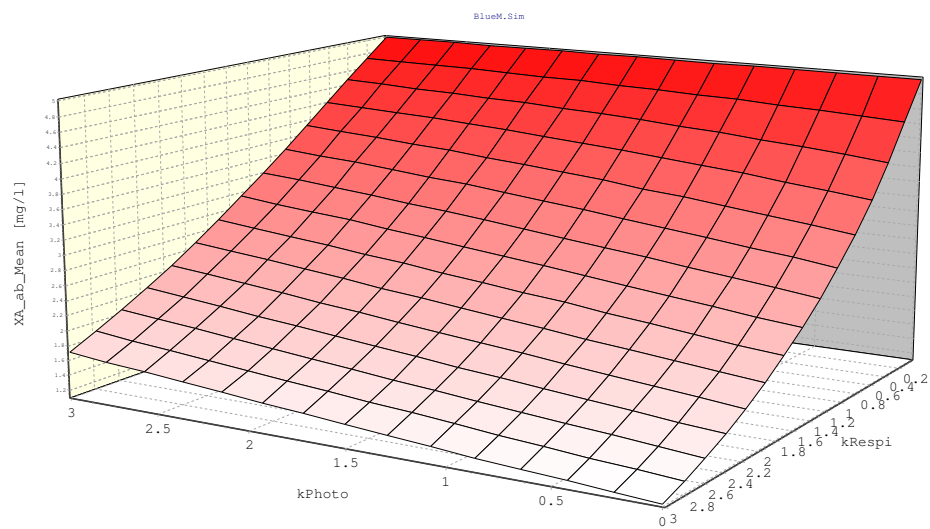


Abbildung 5.38: Sensitivitätsanalyse für die Prozesse Photosynthese und Respiration bezogen auf $\overline{X_A}$

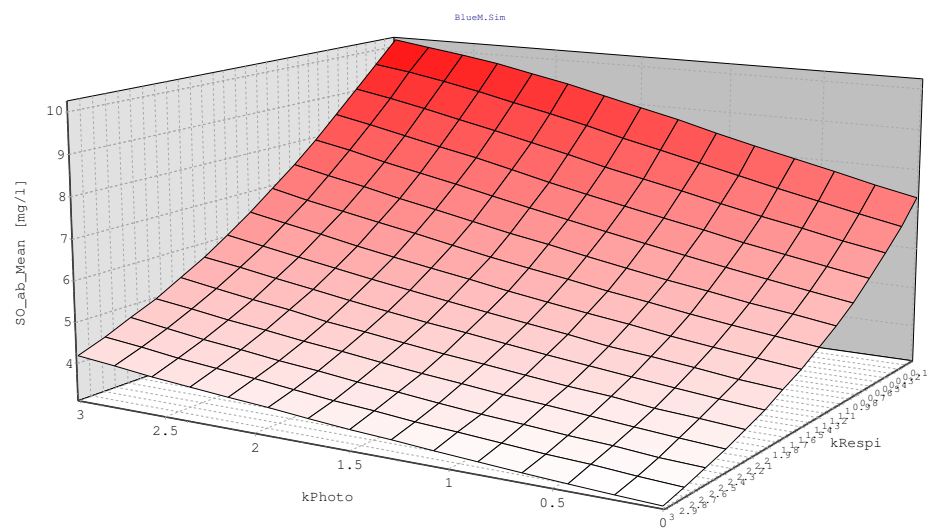


Abbildung 5.39: Sensitivitätsanalyse für die Prozesse Photosynthese und Respiration bezogen auf $\overline{S_O}$



6 Zusammenfassung und Ausblick

Ausgehend von der vielfach geforderten aber kaum umgesetzten integrierten und immissionsbasierten Modellierung wurden die verschiedenen Belastungsquellen in komplex genutzten Einzugsgebieten hinsichtlich ihrer räumlichen sowie zeitlichen Dynamik und der Auswirkungen auf die Gewässerqualität analysiert. Es konnte festgestellt werden, dass eine detaillierte Betrachtung sowohl in der räumlichen Auflösung (feingliedrige Unterteilung des Einzugsgebietes) als auch in der zeitlichen Dynamik (kleine Zeitschritte) für eine immissionsorientierte Betrachtung unabdingbar ist.

Für die zwei maßgeblichen Teilsysteme, die ruralen Gebiete mit landwirtschaftlicher oder natürlicher Bodennutzung sowie die urbanisierten Gebiete mit städtischer Prägung, wurden bestehende Modellansätze und -systeme analysiert. Es zeigte sich nach wie vor eine weitgehend getrennte Betrachtung und Modellierung dieser zwei Teilsysteme. Meist werden nur ein Teilsystem und der Gewässerkörper abgebildet. Werden beide Systeme und der Gewässerkörper betrachtet, wird zumeist entweder das rurale System oder das urbane System stark vereinfacht abgebildet. Dies führt dazu, dass die maßgeblichen Prozesse des vereinfacht abgebildeten Teilsystems nicht mehr im Modell repräsentiert werden können. Für die notwendige zeitlich hohe Dynamik und Variabilität der Abfluss- und Stofftransportmodellierung konnten insbesondere für den Bereich der diffusen Stoffeinträge aus den ruralen Gebieten Defizite in bestehenden Modellsystemen identifiziert werden.

Basierend auf den festgestellten Defiziten in der integrierten Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung wurde ein Modellsystem entwickelt, das die beschriebene Trennung von ruralen und urbanen Bereichen überwindet. Hierzu wurden am Fachgebiet ihwb existierende Modelle gekoppelt und weiterentwickelt. Die Abbildung der Basissystemstruktur sowie der ruralen Bereiche erfolgt mit dem elementarflächenbasierten Niederschlags-Abfluss-Modell **BLUEM.SIM_R**, das um ein Modul zur Modellierung räumlich differenzierter und dynamischer Stoffeinträge beliebiger Stoffgruppen aus diffusen Quellen ergänzt wurde. Für jedes urbanisierte Gebiet innerhalb des betrachteten Einzugsgebietes kommt eine Instanz des urbanhydrologischen Schmutzfrachtsimulationsmodells **BLUEM.SIM_U** zum Einsatz. Dies ermöglicht die detaillierte Berücksichtigung der urbanen Entwässerungsstruktur auch bei mehreren Städten und/oder Ortschaften im Einzugsgebiet. Für die Prozesse im Gewässer kommt das Mo-

dell **BLUEM.SIM_C** zum Einsatz, das neben der hydrologischen Modellierung der Translations- und Retentionsprozesse im Gewässer auch beliebige Stoffumwandlungsprozesse abbilden kann.

Die Ermittlung der Systemstruktur kann in einer GIS-Umgebung erfolgen und wesentliche Teile der Eingabedateien werden von **BLUEM.GIS** aus den Ergebnissen der GIS-Bearbeitung automatisiert generiert. Hierzu wurden maßgebliche Modellparameter für die Bodenfeuchtesimulation sowie des Bodenaufbaus aus verschiedenen Bodenarten in eine Datenbank integriert, die an **BLUEM.GIS** angebunden wurde.

Das entwickelte Modellkonzept wurde auf ein reales Fallbeispiel angewendet. Das Einzugsgebiet der oberen Modau repräsentiert in charakteristischer Weise die räumliche Variabilität der Nutzung eines Einzugsgebietes mit komplexer Nutzung. Das entwickelte Modellkonzept ist in der Lage, detailliert die räumliche Heterogenität der Nutzung zu berücksichtigen und die verschiedenen Stoffeintragspfade abzubilden. Hierbei zeigte sich, dass die Berücksichtigung aller Eintragspfade aus immissionsorientierter Sicht unabdingbar ist. Sowohl die Vernachlässigung der urbanen Teilsystemstrukturen als auch die vereinfachte Abbildung der ruralen Systemstruktur führen zu maßgeblichen Unterschieden in der Gewässersituation. Die Auswirkungen der urbanen Belastungen werden beispielsweise bei der detaillierten Berücksichtigung der ruralen Abflussprozesse mit konstanten Hintergrundkonzentrationen für die diffusen Stoffeinträge deutlich verbessert. Die häufig angewendete vereinfachte Abbildung der ruralen Einzugsgebietsteile mit konstanten Abflussspenden und Hintergrundkonzentrationen für die Stoffeinträge bildet somit einen extrem kritischen und unrealistischen Zustand ab. Die Berücksichtigung der detaillierten Abflussganglinien für die ruralen Bereiche mit konstanten Hintergrundkonzentrationen stellt dagegen die Situation unrealistisch positiv dar, wie sich in dem Vergleich mit einer räumlich und zeitlich differenzierten Modellierung der diffusen Stoffeinträge zeigt. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass eine realistische Beschreibung der Gewässersituation nur durch eine detaillierte Abbildung der Abfluss- und Stofftransportprozesse in urbanen und ruralen Teilbereichen des Einzugsgebiets erreicht werden kann und das entwickelte Modellkonzept in der Lage ist, diese Anforderung zu erfüllen. Das Modellsystem ermöglicht darüber hinaus die Abbildung von Maßnahmen in allen Teilbereichen und

damit auch z. B. Kosten-Nutzen-Abwägungen zwischen Kläranlagenausbau und Verminderung der diffusen Stoffeinträge durch Düngemittelbeschränkungen. Darüber hinaus zeigte sich, dass auch bei kleineren Fließgewässern im Mittelgebirge die im Gewässer ablaufenden Stoffumwandlungsprozesse keineswegs vernachlässigt werden dürfen. Dies gilt insbesondere für staugeregelte oder langsam fließende Gewässerabschnitte mit erhöhten Wasserständen.

Zusammenfassend konnte gezeigt werden, dass die immissionsbasierte integrierte Modellierung für Einzugsgebiete mit komplexer Nutzung und die detaillierte Abbildung aller Teilsystemstrukturen möglich und notwendig ist.

Auch wenn aufgrund der begrenzten Datenlage die konkreten Ergebnisse der präsentierten Fallstudie mit Vorsicht zu betrachten sind, konnten neben der Umsetzung der in Kapitel 1.2 aufgestellten Ziele dieser Arbeit durch die Modellentwicklung und -anwendung auch wesentliche Erkenntnisse über das Systemverhalten und die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Teilbereiche gewonnen werden, aus denen sich weiterer Forschungsbedarf bezüglich der immissionsorientierten Modellierung von Einzugsgebieten mit komplexer Nutzung ableiten lässt.

Weder die urbanen noch die ruralen Belastungen eines Gewässerkörpers können vernachlässigt werden. Eine Überprüfung und Verifizierung der modelltechnisch berechneten Einträge ist daher sowohl für die Belastungen aus Kläranlagen und den Entlastungsbauwerken der Siedlungsentwässerung als auch für die diffusen Einträge anzuraten. Im Bereich der Siedlungsentwässerung sind hier neben der Beschreibung von Stoffakkumulations- und Abtragsprozessen auf der Oberfläche der versiegelten Gebiete die Stoffumwandlungsprozesse im Kanal selbst sowie der Einfluss der Sonderbauwerke auf die Stoffkonzentrationen zu nennen. Im Bereich der diffusen Stoffeinträge sind die verwendeten Konzentrationswerte anhand weiterer Fallstudien zu überprüfen und nach Möglichkeit zu standardisieren, wie dies z. B. für die Bodenparameter durchgeführt wurde. Nach Möglichkeit sind differenzierte Werte für alle betrachteten Stoffgruppen einschließlich Sauerstoff und pflanzlicher Biomasse zu verwenden. Weiterhin ist zu untersuchen, ob die Ergebnisqualität durch die Berücksichtigung von Stoffumwandlungsprozessen auf der Oberfläche und im Bodenkörper der ruralen Flächen verbessert werden kann oder ob hierdurch nur die Modellkomplexität erhöht wird.

Darüber hinaus ist den Transformationsvorschriften an den Modellschnittstellen verstärkte Beachtung zu schenken, da diese einen nicht unerheblichen Einfluss auf die resultierenden Konzentrationen im Gewässer haben. Im Rahmen der weiteren

Modellentwicklung von **BLUEM.SIM** ist eine Integration von **BLUEM.SIM_U** in **BLUEM.SIM_{R,C}** anzustreben, da hierdurch die Möglichkeit der gemeinsamen Kalibrierung und Optimierung durch **BLUEM.OPT** geschaffen würde.

Ausgehend von der im Rahmen der Abflussmodellierung äußerst erfolgreichen Verwendung von Standardparametern für Bodenkennwerte ist eine entsprechende Integration von Parametern zur Beschreibung der Landnutzung in die entwickelte Datenbank anzustreben. Hierdurch würde auch die Möglichkeit geschaffen, die Definition der diffusen Stoffeintragskonzentrationen landnutzungs- und bodenspezifisch von **BLUEM.GIS** automatisiert vornehmen zu lassen.

Im Bereich der Prozesse im Gewässer ist ein verstärktes Augenmerk auf die Wahl der Reaktionsraten sowie der Temperaturabhängigkeit der Prozesse zu legen. Darüber hinaus hat sich gezeigt, dass eine möglichst genaue Beschreibung der hydrologischen und hydraulischen Verhältnisse eine wichtige Randbedingung zur realistischen Betrachtung der Umwandlungsprozesse darstellt und insbesondere der Identifikation und der Abbildung langsam fließender Gewässerabschnitte eine erhöhte Bedeutung für die Gesamtsituation der Wasserqualität zukommt.

Letztlich zeigt die hohe Dynamik der Teilsysteme und die Bedeutung des Zeitpunktes einer Gewässerbelastung die Wichtigkeit der Berücksichtigung der räumlichen Variabilität der Niederschlagsfelder, die maßgeblichen Einfluss auf die Entstehung und damit Überlagerung der unterschiedlichen Abflusswellen hat.

7 Literaturverzeichnis

- [Aalderink u. a. 1996] AALDERINK, R. H. ; BLOM, G. ; LIJKLEMA, Lambertus ; ICKE, J. ; RUITER, de: DUFLOW Waterkwaliteit- Procesbeschrijvingen. / Wageningen University and Researchcenter Publications (Netherlands). URL <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/34787>, 1996. – Forschungsbericht. <http://www.scientificcommons.org/1090772> 27
- [Abbott und Refsgaard 1996] ABBOTT, Michael B. (Hrsg.) ; REFSGAARD, Jens C. (Hrsg.): *Water Science and Technology Library*. Bd. 22: *Distributed Hydrological Modelling*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, 1996 3, 24, 33, 36, 56
- [Achleitner u. a. 2007] ACHLEITNER, Stefan ; MÖDERL, Michael ; RAUCH, Wolfgang: CITY DRAIN © - An open source approach for simulation of integrated urban drainage systems. In: *Environmental Modelling and Software* 22 (2007), Nr. 8, S. 1184 – 1195. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VHC-4KR3JNB-2/2/fc9ad56779c49e3767a8dabe25ab493a>. – <http://www.hydro-it.com/extern/IUT/citydrain/>. – ISSN 1364-8152 28
- [ad-hoc-AG Boden 1999a] AD-HOC-AG BODEN: *Verknüpfungsregel 1.18, Ermittlung der Parameter für das Modell einer stetigen Funktion der $\theta(\psi)$ -Beziehung von VAN GENUCHTEN (1980)*. Februar 1999. – Ad-hoc-AG Boden der staatlichen Geologischen Dienste der BGR 53
- [ad-hoc-AG Boden 1999b] AD-HOC-AG BODEN: *Verknüpfungsregel 1.24, Ermittlung der Infiltrationsrate nach dem Modell von GREEN & AMPT (1991)*. Februar 1999. – Ad-hoc-AG Boden der staatlichen Geologischen Dienste der BGR 53
- [Ahuja und Lehman 1983] AHUJA, L. R. ; LEHMAN, O. R.: The Extent and Nature of Rainfall-soil Interaction in the Release of Soluble Chemicals to Runoff. In: *J Environ Qual* 12 (1983), Nr. 1, S. 34–40. – URL <http://jeq.sci-journals.org/cgi/content/abstract/joenq;12/1/34> 11
- [Alex 2009] ALEX, Jens: *SWQM - Simple Water Quality Model, Lagrange-Ansatz*. personal communication. August 2009 62
- [Alex u. a. 1999] ALEX, Jens ; RISHOLT, L. P. ; SCHILLING, Wolfgang: Integrated Modeling System for Simulation and Optimization of Wastewater Systems. In: *Eighth International Conference on Urban Storm Drainage*. Sydney, Australien, 1999. – 30.08.-03.09.1999 27
- [Allen u. a. 1994] ALLEN, R. G. ; SMITH, M. ; PEREIRA, L. S. ; PERRIER, A.: An update for the Calculation of Reference Evapotranspiration. In: *ICID Bulletin* 43 (1994), Nr. 2, S. 35–92 47
- [Andersen u. a. 2004] ANDERSEN, Henrik S. ; TAMASIAUSKAS, Henriette ; MARK, Ole: The Full Urban Water Cycle - Modelling with MIKE URBAN. In: KREBS, Peter (Hrsg.) ; FUCHS, Lothar (Hrsg.): *Sixth International Conference on Urban Drainage Modelling*. Dresden, 2004 27
- [Anderwald u. a. 1995] ANDERWALD, Peter ; BLATTERER, Hubert ; SCHAY, Gustav: Trattnach und Innbach, Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1992-1994 / Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Unterabteilung Gewässerschutz, Stockhofstraße 40, A-4021 Linz. 1995 (Gewässerschutzbericht 11/1995, 137 S.). – Forschungsbericht 9, 56, 57
- [Andrieu und Chocat 2004] ANDRIEU, H. ; CHOCAT, B.: Introduction to the special issue on urban hydrology (Preface). In: *Journal of Hydrology* 299 (2004), Nr. 3-4, S. 163–165. – URL <http://000224934700001>. – ISSN 0022-1694 1, 2, 5, 38
- [ArgeElbe 1995] ARGEELBE: Nährstoffstudie der Elbe. Teil 2: Von Schmilka bis zur See / Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE). URL <http://www.arge-elbe.de/>, 1995. – Forschungsbericht 1, 24
- [Arheimer und Lidén 2000] ARHEIMER, Berit ; LIDÉN, R.: Nitrogen and phosphorus concentrations from agricultural catchments - influence of spatial and temporal variables. In: *Journal of Hydrology* 227 (2000), S. 140 – 159 53, 56
- [Arheimer und Olsson 2004] ARHEIMER, Berit ; OLSSON, Jonas: Integration and Coupling of Hydrological Models with Water Quality Models: Applications in Europe / Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), SE-601 76 Norrköping, Sweden. 2004. – Forschungsbericht 38
- [Arheimer u. a. 2005] ARHEIMER, Berit ; WIGREN, Marianne ; PERS, Bodil C. ; ROSBERG, J. ; RGEN: Integrated Catchment Modeling for Nutrient Reduction: Scenarios Showing Impacts, Potential, and

- Cost of Measures. In: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 34 (2005), Nr. 7, S. 513–520 56, 57
- [Arnold 1990] ARNOLD, J. G.: *SWRRB: A Basin Scale Simulation Model for Soil and Water Resources Management* / Texas A & M University Press, College Station. 1990. – Forschungsbericht 31
- [Arnold und Fohrer 2005] ARNOLD, J. G. ; FOHRER, Nicola: *SWAT2000: current capabilities and research opportunities in applied watershed modeling*. In: *Hydrological Processes* 19 (2005), S. 563–572 36
- [Arnold und Williams 1995] ARNOLD, J. G. ; WILLIAMS, J. R.: *SWRRB – A watershed scale model for soil and water resources management*. Kap. 1, S. 847–908. Siehe [Singh, 1995b]. – ISBN 0-918334-91-8 31
- [ATV 1991] ATV: *Arbeitsblatt ATV-A 131, Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen* / Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. 1991. – Forschungsbericht 5
- [ATV 1992] ATV: *Arbeitsblatt ATV-A 128. Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen*. Hennef : GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., 1992 5
- [ATV 1994] ATV: *ATV A 111: Richtlinien für die hydraulische Dimensionierung und den Leistungsnachweis von Regenwasserentlastungen in Abwasserkanälen und -leitungen* / Abwassertechnische Vereinigung (ATV) e.V. St. Augustin, 1994 (2). – Forschungsbericht 43
- [ATV 1997] ATV: *Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.1. Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen*. In: *Korrespondenz Abwasser* 44 (1997), Nr. 5, S. 922–927 13
- [ATV 1999] ATV: *Hydraulische Bemessung und Nachweis von Entwässerungssystemen* / Abwassertechnische Vereinigung e.V. November 1999 (A 118). – Arbeitsblatt 42
- [ATV-DVWK 2000] ATV-DVWK: *Merkblatt ATV-DVWK-M153. Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser*. Hennef : GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V., 2000 1, 7
- [ATV-DVWK 2001] ATV-DVWK: *Merkblatt ATV-DVWK-M 177, Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen* - Erläuterungen und Beispiele / Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. 2001. – Forschungsbericht 5
- [ATV-DVWK 2002] ATV-DVWK: *Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung von Tagesganglinien diffuser Nährstoffeinträge: Ein Instrument für die fließgewässerbezogene Bewirtschaftung von Einzugsgebieten*. Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef : GFA, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef, 2002. – ISBN 3-935669-85-2 37
- [Auerswald 2000] AUERSWALD, Karl: *Erosion* / Lehrstuhl für Bodenkunde, TUM. 2000. – Forschungsbericht 11
- [Auerswald u. a. 1988] AUERSWALD, Karl ; FLÄCKE, W. ; NEUFANG, L.: *Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG*. In: *Zeitschrift Pflanzenernaehrung Bodenkunde* 151 (1988), S. 369–373 31
- [Bach 1996] BACH, Martin: *Diffuse Stoffeinträge in Fließgewässer in Deutschland*. In: *Vom Wasser* 87 (1996), S. 1–13 2, 7, 8, 9, 15
- [Bach 2005] BACH, Michael: *Einsatz von Gewässergütemodellen zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. In: *7. JuWi-Treffen: Treffen junger Wissenschaftler der wasserbaulichen Institute deutschsprachiger Hochschulen und Universitäten* Bd. Nr. 43. Graz/Austria : Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Graz, 2005, S. 1 –6. – ISBN 3-902465-22-0 39, 41, 133
- [Bach u. a. 2009] BACH, Michael ; FROELICH, Felix ; HEUSCH, Steffen ; HÜBNER, Christoph ; MUSCHALLA, Dirk ; REUSSNER, Frank ; OSTROWSKI, Manfred W.: *BlueM – a free software package for integrated river basin management*. In: FOHRER, Nicola (Hrsg.) ; SCHMALZ, Britta (Hrsg.) ; HÖRMANN, Georg (Hrsg.) ; BIEGER, Katrin (Hrsg.): *Hydrologische Systeme im Wandel, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2009* Bd. 26.09. Theodor-Heuss-Allee 17, D-53773 Hennef : Fachgemeinschaft Hydrologisch Wissenschaften in der DWA, März 2009, S. 109–115. – URL <http://www.fghw.de/>. – ISBN 978-3-941089-54-9 45, 75
- [Bach u. a. 2010] BACH, Michael ; FROELICH, Felix ; HEUSCH, Steffen ; HÜBNER, Christoph ; MUSCHALLA, Dirk ; REUSSNER, Frank ; OSTROWSKI, Manfred W.: *BlueM – a free software package for integrated river basin management*. (2010). – in Vorbereitung 45

- [Bach und Ostrowski 2007] BACH, Michael ; OSTROWSKI, Manfred W.: Integrated catchment modelling: Diffuse sources from rural areas and point sources from multiple urban areas. In: *11th International Conference on Diffuse Pollution and 1st Joint Meeting of the IWA Diffuse Pollution and Urban Drainage Specialist Groups*, IWA, August 2007 39, 41
- [Barth 1998] BARTH, F.: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft in Baden-Württemberg. In: *Wasserwirtschaft* (1998), Nr. 88, S. 446–449 1, 24
- [Bear 1988] BEAR, Jacob: *Dynamics of fluids in porous media*. Courier Dover Publications, 1988. – 396 S. – ISBN 9780486656755 50
- [Beasley u. a. 1980] BEASLEY, D. B. ; HUGGINS, L. F. ; MONKE, E. J.: ANSWERS: A Model for Watershed Planning. In: *Transactions, American Society of Agricultural Engineers* 23 (1980), Nr. 4, S. 938–944 31
- [Beasley und Thomas 1989] BEASLEY, D. B. ; THOMAS, Daniel L.: Application of water quality models for agricultural and forested watersheds. In: *So. Coop. Ser. Bul.* (1989), Nr. 338 32
- [Beck 1976] BECK, M. B.: Dynamic Modelling And Control Applications In Water Quality Maintenance. In: *Water Resources* 10 (1976), S. 575–595 2, 27, 38
- [Beck und Finney 1987] BECK, M. B. ; FINNEY, B. A.: Operational Water Quality Management: Problem Context and Evaluation of a Model for River Quality. In: *Water Resources Research* 23 (1987), Nr. 11, S. 2030–2042. – URL <http://www.agu.org/pubs/crossref/1987/WR023i011p02030.shtml> 66
- [Behrendt u. a. 2002] BEHRENDT, Horst ; BACH, Martin ; KUNKEL, Ralf ; OPITZ, Dieter ; PAGENKOPF, Wolf-Gunther ; SCHOLZ, Gaby ; WENDLAND, Frank: Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens / Umweltbundesamt. 2002. – Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 10, 31, 37
- [Behrendt u. a. 1999] BEHRENDT, Horst ; HUBER, Peter ; KORNMILCH, Matthias ; OPITZ, Dieter ; SCHMOLL, Oliver ; SCHOLZ, Gaby ; UEBE, Roger ; PAGENKOPF ; BACH, Martin: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands / Umweltbundesamt (UBA). Postfach 33 00 22, 14191 Berlin, 1999 (75/1999). – Texte. – URL <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/1755.htm> 1, 24
- [Belmans u. a. 1983] BELMANS, C. ; WESSELING, J. G. ; FEDDES, R. A.: Simulation model of the water balance of a cropped soil: SWATRE. In: *Journal of Hydrology* 63 (1983), Juni, Nr. 3-4, S. 271–286. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-487FBN6-YF/2/feaec8ddc3ed288452998b059f46b929>. – ISSN 0022-1694 47
- [Bergstrom und Jarvis 1994] BERGSTROM, L. ; JARVIS, N.: Special issue on the evaluation and comparison of pesticide leaching. In: *J. of Environmental Science and Health* (1994). – Part A - Environmental Science and Engineering A29(6):1061–1072. 32
- [Bergström 1991] BERGSTRÖM, Sten: Principles and Confidence in Hydrologic Modelling. In: *Nordic Hydrology* 22 (1991), Nr. 2, S. 123–136. – URL <http://www.iwaponline.com/nh/022/nh0220123.htm> 41
- [Berndtsson und Niemczynowicz 1988] BERNDTSSON, R. ; NIEMCZYNOWICZ, J.: Spatial and Temporal Scales in Rainfall Analysis – some Aspects and Future Perspectives. In: *Journal of Hydrology* 100 (1988), S. 293–313 41
- [Bertle 1966] BERTLE, F. A.: Effect of snow compaction on runoff from rain on snow. In: *U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Engineering Monograph* 35 (1966) 47
- [Betrand-Krajewski 2007] BETRAND-KRAJEWSKI, Jean-Luc: Stormwater pollutant loads modelling: epistemological aspects and case studies on the influence of field data sets on calibration and verification. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 55 (2007), Nr. 4, S. 1–17. – URL <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17425067>. – PMID: 17425067. – ISSN 0273-1223 99
- [Beudert 1997] BEUDERT, Günter: *Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet*, Institut für Siedlungswasserwirtschaft (ISWW), Universität Karlsruhe, Schriftenreihe des ISWW, Band 80, 1997. – ISBN: 3-486-26379-X 7, 8, 9, 10, 11
- [BGK 2005] BGK: *Digitales Geländemodell für Deutschland - DGM-D 25*. 2005. – URL

- http://www.bkg.bund.de/nn_147352/DE/Bundesamt/Geoinformation/GI_Entwicklung/DGM-Deutschland/DGM-Deutschland__node.html. – Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 84
- [BGS 2002] BGS: *Dokumentation des EDV-Programmsystems MOMENT – MOdellierung von MischwasserENTlastungen - Version 7.0*. Darmstadt: Brand - Gerdes - Sitzmann Wasserwirtschaft GmbH (Veranst.), 2002 29, 71
- [Bicknell u. a. 2001] BICKNELL, B. R. ; IMHOFF, J. C. ; KITTLE, J. L. Jr. ; JOBES, T. H. ; DONIGIAN, A. S. Jr.: *Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF) – Version 12, User's Manual*. U.S. Environmental Protection Agency: , 2001. – U.S. Environmental Protection Agency 2, 31
- [BLAWW 1984] BLAWW: Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen / Bayerisches Landesamt für Wasswirtschaft. 1984. – Forschungsbericht 118
- [Blind und Gregersen 2005] BLIND, M. ; GREGERSEN, J. B.: Towards an Open Modelling Interface (OpenMI), the HarmonIT project. In: *Advances in Geosciences* 4 (2005), S. 69–74 30, 79
- [BMVEL 2002] BMVEL: Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion / Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft. August 2002. – Forschungsbericht 11
- [Bollinne 1978] BOLLINNE, A.: Study of the importance of splash and wash on cultivated loamy soils of Hesbaye (Belgium). In: *Earth Surface Processes* 3 (1978), S. 71–84 30
- [Borah u. a. 2002] BORAH, Deva K. ; XIA, Renjie ; BERA, Maitreyee: *Mathematical Models Of Small Watershed Hydrology And Applications*. Kap. DWSM - A D, S. 113–166, Water Resources Publications, LLC, 2002. – ISBN: 1-887201-35-1 30
- [Borchardt 1992] BORCHARDT, Dietrich: *Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlung*. Bd. 10: *Wirkung stoßartiger Belastungen auf ausgewählte Fließorganismen, Ein Beitrag zur Beurteilung ökologischer Schäden durch Niederschlagswassereinleitungen aus Kanalisationen*. Kassel, Germany : Verein zur Förderung der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft an der Universität-Gh Kassel, 1992 23, 24
- [Borchardt 1993] BORCHARDT, Dietrich: Ökologische Auswirkungen wasserwirtschaftlicher Maßnahmen auf den Stoffhaushalt von Fließgewässern. In: *Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur*. Kassel : Universität - Gesamthochschule Kassel, 1993 (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Univer 11), S. 203–213. – ISSN 0930-5459 5, 14, 24
- [Borchardt und Reichert 2001] BORCHARDT, Dietrich ; REICHERT, Peter: River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): Case study I. Compartmentalisation approach applied to oxygen balances in the River Lahn (Germany). In: *Water Science and Technology* 43 (2001), Nr. 5, S. 41–49. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04305/wst043050041.htm> 65
- [Bork und Hensel 1988] BORK, H. R. ; HENSEL, H.: Computer Aided Construction of Soil Erosion and Deposition Maps. In: *Geologisches Jahrbuch A* 104 (1988), S. 357 – 371 31
- [Bormann 2007] BORMANN, H.: Analysis of the suitability of the German soil texture classification for the regional scale application of physical based hydrological model. In: *Advances in Geosciences* 11 (2007), S. 7–13. – URL <http://www.adv-geosci.net/11/7/2007/>. – ISSN 1680-7340 53, 75, 99
- [Bornemann u. a. 1998] BORNEMANN, Catrin ; LONDONG, Jörg ; FREUND, Martin ; NOWAK, Otto ; OTTERPOHL, Ralf ; ROLFS, Thomas: Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. In: *Korrespondenz Abwasser* 45 (1998), Nr. 3, S. 455–461 79
- [Bossard u. a. 2000] BOSSARD, M. ; FERANEC, J. ; OTAHEL, J.: CORINE land cover technical guide - Addendum 2000 / European Environment Agency. 2000. – Forschungsbericht 72, 86, 87
- [Bouraoui und Dillaha 1996] BOURAOUI, Faycal ; DILLAHA, Theo A.: ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model. In: *Journal of Environmental Engineering* (1996), Juni, S. 493 – 502 2
- [Bouraoui und Dillaha 2000] BOURAOUI, Faycal ; DILLAHA, Theo A.: ANSWERS-2000: Non-point-source nutrient planning model. In: *Journal of Environmental Engineering* (2000), November, S. 1045 – 1055 2
- [Bouteligier u. a. 2002] BOUTELIGIER, Raf ; VAES, Guido ; BERLAMONT, Jean: Sensitivity of Urban Drainage Wash-Off Models: Compatibility Analysis of HydroWorks QM and MouseTrap using CDF Relationsships. In: *Journal of Hydroinformatics* 04.4

- (2002), Oktober, S. 235–243. – URL <http://www.iwaponline.com/jh/004/jh0040235.htm> 60
- [Bowes u. a. 2005] BOWES, Michael J. ; HOUSE, William A. ; HODGKINSON, Robin A. ; LEACH, David V.: Phosphorus-discharge hysteresis during storm events along a river catchment: the River Swale, UK. In: *Water Research* 39 (2005), März, Nr. 5, S. 751–762. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-4F94YJN-3/2/86f5a623ba73b2cb0b53349ded1f9b82>. – ISSN 0043-1354 58
- [Bowie u. a. 1985] BOWIE, George L. ; MILLS, William B. ; PORCELLA, Donald B. ; CAMPBELL, Carrie L. ; PAGENKOPF, James R. ; RUPP, Gretchen L. ; JOHNSON, Kay M. ; CHAN, Peter W. H. ; GHERINI, Steven A. ; CHABERLIN, Charles E.: *Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling*. 2nd ed. Athens, Georgie, USA : United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental Research Laboratory, Mai 1985 Siehe [Wool, 2008]. – URL <http://nla.gov.au/nla.cat-vn3829091>. – EPA/600/3-85/040, <http://permanent.access.gpo.gov/websites/epagov/www.epa.gov/ORD/WebPubs/surfaceH20> 17, 63, 66, 67, 70
- [Boyer u. a. 1997] BOYER, Elizabeth W. ; HORNBERGER, George M. ; BENCALA, Kenneth E. ; MCKNIGHT, Diane M.: Response characteristics of DOC flushing in an alpine catchment. In: *Hydrological Processes* 11 (1997), Nr. 12, S. 1635–1647. – URL <http://adsabs.harvard.edu/abs/1997HyPr...11.1635B>. – ISSN 08856087 56
- [Brandt 1979] BRANDT, T.: *Modell zur Abflußgangliniensimulation unter besonderer Berücksichtigung des grundwasserbürtigen Abflusses*. Technischer Bericht über Ingenieurhydrologie und Hydraulik aus dem Institut für Wasserbau der Technischen Hochschule Darmstadt, Technische Hochschule Darmstadt, Dissertation, 1979. – Heft 24 42, 47
- [Bremicker 2000] BREMICKER, Manfred: *Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM – Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele*, Universität Freiburg, Dissertation, 2000. – Freiburger Schriften zur Hydrologie. Band 11 47
- [Bremicker u. a. 2005] BREMICKER, Manfred ; LUCE, Anette ; HAAG, Ingo ; SIEBER, Angela: *Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM, Modellgrundlage*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe: , 2005. – URL http://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/pdf/LARSIM_DE_2005-06-24.pdf. – Stand: 24.06.2005 47
- [Breuer und Frede 2003] BREUER, Lutz ; FREDE, Hans-Georg: *PlaPaDa - an online plant parameter data drill for eco-hydrological modelling approaches*. 2003. – URL <http://www.uni-giessen.de/~gh1461/plapada/plapada.html> 47
- [Bronstert 1994] BRONSTERT, A.: *Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen*. Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH), Dissertation, 1994. – Heft 46 10, 11
- [Browning u. a. 1947] BROWNING, G. M. ; PARISH, C. L. ; GLASS, J. A.: A Method for Determining the Use and Limitation of Rotation and Conservation Practices in Control of Soil Erosion in Iowa. In: *Soil Science Society of America Proceedings*, 1947, S. 246–249 30
- [Buck 1986] BUCK, H.: Wirkung von Ammonium-Stickstoff als gütebestimmender Faktor in Fließgewässern. In: [Wolf, 1986]. – ISSN:0930-5459 15
- [Bullermann u. a. 1989] BULLERMANN, M. ; BUSWEILER, U. ; KLEIN, B. ; REXROTH, R. ; SELL-FORO, W.: *Schriftenreihe WAR. Bd. 40: Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden. Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen*. Institut für Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung und Raumplanung, Technische Hochschule Darmstadt, 1989 10
- [BWK 2001] BWK: *Ableitung von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse*. Merkblatt 3: Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK) (Veranst.), April 2001. – ISBN 3-936015-00-7 1, 7, 25
- [BWK 2003] BWK: *Begleitband zu dem BWK-Merkblatt 3. Ableitungen von immissionsorientierten Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse*. Düsseldorf : Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V., 2003 1, 7
- [BWK 2008] BWK: *BWK-Merkblatt 7. Detaillierte Nachweisführung immissionsorientierter Anforderungen an Misch- und Niederschlagswassereinleitungen gemäß BWK-Merkblatt 3*. BWK-Merkblatt, Band M 7. Sindelfingen : Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V. (BWK), 2008. – ISBN 9783816778301 25
- [Campbell 1974] CAMPBELL, G. S.: A Simple Method for Determining Unsaturated Conductivity

- from Moisture Retention Data. In: *Soil Science* 117 (1974), Nr. 6, S. 311–314 50
- [Carstensen u. a. 1997] CARSTENSEN, Jacob ; VANROLLEGHEM, Peter A. ; RAUCH, Wolfgang ; REICHERT, Peter: Terminology and methodology in modelling for water quality management - a discussion starter. In: *Water Science and Technology* 36 (1997), September, Nr. 5, S. 157–168. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/03605/wst036050157.htm> 39
- [Cercio und Cole 1993] CERCO, Carl F. ; COLE, Thomas: Three-Dimensional Eutrophication Model of Chesapeake Bay. In: *Journal of Environmental Engineering* 119 (1993), November, Nr. 6, S. 1006–1025. – URL <http://link.aip.org/link/?QEE/119/1006/1> 68
- [Cercio und Cole 1994] CERCO, Carl F. ; COLE, Thomas M.: Three-Dimensional Eutrophication Model of Chesapeake Bay. Volume 1: Main Report. URL <http://stinet.dtic.mil/oai/oai?&verb=getRecord&metadataPrefix=html&identifier=ADA280760>, Mai 1994. – Forschungsbericht 68
- [Chandra 2009] CHANDRA, Sudeep: *Physical Properties of Water and Light*. World Wide Web electronic publication. 2009. – URL http://www.cabnr.unr.edu/chandra/Chandra_lab/NRES_484__684_Limnology_files/03-WaterandLightprint.pdf. – 28.09.2009 65
- [Chapra 1997] CHAPRA, Steven C. ; CLARK, B. J. (Hrsg.) ; DAMSTRA, David A. (Hrsg.) ; BRADLEY, James W. (Hrsg.): *Surface water-quality modeling*. 1. McGraw-Hill, 1997. – ISBN 0-07-011364-5 17, 18, 19, 20, 21, 22, 62, 63, 66, 67, 68, 70
- [Chiew und Scanlon 2002] CHIEW, Francis ; SCANLON, Philip: *Estimation of Pollutant Concentrations for EMSS Modelling of the South-East Queensland Region*. Cooperativ Research Centre CRC for Catchment Hydrology, 2002. – URL <http://www.catchment.crc.org.au/pdfs/technical200202.pdf> 57, 59, 118, 123
- [Chiew u. a. 2002] CHIEW, Francis ; SCANLON, Philip ; VERTESSY, Rob A. ; WATSON, Fred G. R.: *Catchment Scale Modelling of Runoff, Sediment and Nutrient Loads for the South-East Queensland EMSS*. Cooperativ Research Centre CRC for Catchment Hydrology, 2002. – URL <http://www.catchment.crc.org.au/pdfs/technical200201.pdf> 57, 59, 118
- [Churchill u. a. 1962] CHURCHILL, M. A. ; ELMORE, H. L. ; BUCKINGHAM, R. A.: The Prediction of Stream Reaeration Rates. In: *Journal of Sanitary Engineering Division* 88 (1962), Nr. 4 17, 66
- [Clark u. a. 2002] CLARK, R. ; PEZZANITI, D. ; CRESSWELL, D.: Watercress - Community Resource Evaluation and Simulation System - A tool for innovative urban water system planning and design. In: *Proc Hydrology and Water Resources Symposium*, Mai 2002 28
- [Clesceri u. a. 1989] CLESCERI, Lenore S. (Hrsg.) ; GREENBERG, Arnold E. (Hrsg.) ; TRUSSEL, R. R. (Hrsg.): *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17. 1015 Fifteenth Street NW, Washington, DC 20005 : American Public Health Association, 1989. – ISBN 0-87553-161-X 65
- [Cluis u. a. 1988] CLUIS, D. ; COUTURE, P. ; BÉGIN, R. ; VISSER, S.: Potential eutrophication assessment in rivers; relationship between produced and exported loads. In: *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries* 50 (1988), Nr. 2, S. 166–181 136
- [Cooke u. a. 2005] COOKE, George D. ; WELCH, Eugene B. ; PETERSON, Spencer A. ; NICHOLS, Stanley A. ; COOKE, George D. (Hrsg.): *Restoration and management of lakes and reservoirs*. CRC Press, 2005. – 698 S. – URL <http://books.google.de/books?id=1VNo5odGzz4C>. – ISBN 1-56670-625-4 22
- [Correll u. a. 1999] CORRELL, David L. ; JORDAN, Thomas E. ; WELLER, Donald E.: Transport of nitrogen and phosphorus from Rhode River watersheds during storm events. In: *Water Resources Research* 35 (8) (1999), S. 2513 – 2521 56, 58
- [Covar 1976] COVAR, A. P.: Selecting the Proper Reaeration Coefficient for Use in Water Quality Models. In: *U.S. EPA Conference on Environmental Simulation and Modeling*. Chincinnati, OH, 1976 17, 18
- [Cox 2003] COX, B. A.: A review of currently available in-stream water-quality models and their applicability for simulating dissolved oxygen in lowland rivers. In: *The Science of The Total Environment* 314-316 (2003), S. 335 – 377. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V78-48D3BBT-1/2/6063483385c7cc873a2f32d8bc6de5e3>. – Land Ocean Interaction: processes, functioning and environmental management: a UK perspective. – ISSN 0048-9697 62, 63
- [Davison u. a. 2008] DAVISON, Paul S. ; WITHERS, Paul J. A. ; LORD, Eunice I. ; BETSON, Mark J. ; STRÖMQVIST, Johan: *PSYCHIC - A process-based*

- model of phosphorus and sediment mobilisation and delivery within agricultural catchments. Part 1: Model description and parameterisation. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Nr. 3-4, S. 290 – 302. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R29658-7/2/7a83545fa174c49d6a687a886fb2909b>. – Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. – ISSN 0022-1694 56
- [Decoursey 1985] DECOURSEY, D. G.: Mathematical models for nonpoint water pollution control. In: *Journal of Soil and Water Conservation* 40 (1985), Nr. 5, S. 408–413 8, 9
- [DIN 1991] DIN: *Wasserwesen: Begriffe, Normen*. DIN-Taschenbuch 211, Deutsches Institut für Normung e.V. 1991. – 2. Auflage, ISBN 3-410-12660-0 24
- [DLR 2005] DLR: *CORINE Landcover 2000 – Europaweites Programm zur Bereitstellung von einheitlichen Daten der Bodenbedeckung*. 2005. – URL <http://www.corine.dfd.dlr.de>. – Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), 72, 86, 87
- [Dommermuth und Trampf 1990] DOMMERMUTH, H. ; TRAMPF, W.: Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil I / Selbstverlag. 1990. – Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main. ISBN 3-88148-256-3 47
- [Dommermuth und Trampf 1991] DOMMERMUTH, H. ; TRAMPF, W.: Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil II / Selbstverlag. 1991. – Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main. ISBN 3-88148-265-2 47
- [Dommermuth und Trampf 1992] DOMMERMUTH, H. ; TRAMPF, W.: Die Verdunstung in der Bundesrepublik Deutschland, Zeitraum 1951-1980, Teil III / Selbstverlag. 1992. – Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main. ISBN 3-88148-275-X 47
- [Donigian u. a. 1995] DONIGIAN, A. S. Jr. ; BICKNELL, B. R. ; IMHOFF, J. C.: Hydrological Simulation Program-Fortran (HSPF). In: SINGH, Vijay P. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, 1995, Kap. 12, S. 395–442. – ISBN 0-918334-91-8 31
- [Downs und Gregory 2004] DOWNS, Peter W. ; GREGORY, Kenneth J.: *River Channel Management: Towards Sustainable Catchment Hydrosystems*. A Hodder Arnold Publication, August 2004. – ISBN 0340759690 24
- [Durchschlag 1989a] DURCHSCHLAG, A. ; SIEKER, F. (Hrsg.): *Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*. Bd. 3: *Bemessung von Mischwasserspeichern im Nachweisverfahren unter Berücksichtigung der Gesamtemission von Mischwasserentlastung und Kläranlagenablauf*. Hannover : SuG-Verlagsgesellschaft, 1989 27
- [Durchschlag 1989b] DURCHSCHLAG, A.: Long Term Simulation Of Pollutant Loads In Treatment Plant Effluents And Combined Sewer Overflows. In: *Proceedings of the 2nd Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters*. Wageningen, Netherlands, 1989 1, 27
- [DVWK 1982] DVWK: *Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte, Teil II: Ermittlung von Standortkennwerten mit Hilfe der Grundansprache von Böden (DVWK-Regeln Heft 116/1982)*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1982 (116) 75
- [DVWK 1985] DVWK: *DVWK-Schritten*. Bd. 73: *Bodennutzung und Nitrataustrag*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1985 10
- [DVWK 1986] DVWK: *Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte, Teil III: Anwendung der Kennwerte für die Melioration (DVWK-Regeln Heft 117/1986)*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1986 (117). – ISBN 3-490-11797-2 75, 89
- [DVWK 1995] DVWK: *Bodenkundliche Untersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten zur Standortcharakterisierung, Teil I: Ansprache der Böden (DVWK-Regeln Heft 129/1995)*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1995 (129) 75, 89
- [DVWK 1996] DVWK: *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1996 (DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft). – Heft 238. – ISBN 3-89554-034-X 47
- [DVWK 1998] DVWK: Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer, Nähr- und Feststoffe / Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). 1998 (Materialien 571998). – Forschungsbericht 7, 14, 118, 133

- [DVWK 1999] DVWK: Bewertung verschiedener Verfahren zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer / Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik e.V. (DVWK). 1999. – Materialien 5/1999 8, 9
- [DVWK 2002] DVWK: *Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden*. September 2002. Hennef : GFA Ges. zur Förderung der Abwassertechnik, 2002. – ISBN 9783936514032 75, 89
- [DWA 2006] DWA: Arbeitsblatt DWA-A 100: Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE) / Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Februar 2006. – Forschungsbericht. – 43 S. – ISBN 3939057703 1, 7
- [Eaton u. a. 2005] EATON, Andrew D. ; CLESCE-RI, Lenore S. ; RICE, Eugene W. ; GREENBERG, Arnold E. ; FRANSON, Mary Ann H.: *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater*. 21. American Public Health Association, Oktober 2005. – ISBN 0875530478 65
- [EC 2003] EC: *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No 3, Analysis of Pressures and Impacts*. European Commission. 2003. – ISBN 92-894-5123-8, ISSN 1725-1087 15, 148
- [Ellis und Revitt 2002] ELLIS, J. B. ; REVITT, D. M.: Sewer losses and interactions with groundwater quality. In: *Water Science and Technology* 45 (3) (2002), S. 195 – 202 27
- [Elwell 1977] ELWELL, H. A.: A Soil Loss Estimation System for Southern Africa. Dept. of Conservation and Extension, 1977. – Forschungsbericht 31
- [Emmerson u. a. 1975] EMMERSON, K. ; RUSSO, R. E. ; LUND, R. E. ; THURSTEN, R. V.: Aqueous Ammonia Equilibrium Concentrations: Effects of pH and Temperature. In: *J. Fish. Res. Bd. Can.* 32 (1975), S. 2379 66
- [Engel 1994] ENGEL, Norbert: *Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik*. Bd. 52: *Hydrologische Simulation der Abflußtransformation in Kanalisationsnetzen*. Darmstadt : Technische Hochschule Darmstadt, 1994 43, 131
- [Engelhard und Rauch 2006] ENGELHARD, C. ; RAUCH, Wolfgang: Receiving water characterisation. In: *CD4WC-Dissimination Workshop: Cost-effective development of urban wastewater systems for Water Framework Directive compliance* Insitute for Urban Water Management, TU Dresden (Veranst.), 2006 14
- [Erbe 2004] ERBE, Volker: *Schriftenreihe des Lehrstuhls Abfallwirtschaft und des Lehrstuhl*. Bd. 13: *Entwicklung eines integralen Modellansatzes zur immissionsorientierten Bewirtschaftung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer*. Berlin : Rhombus-Verlag, 2004 27, 28, 29, 30
- [Erbe u. a. 2002] ERBE, Volker ; FREHMANN, T. ; GEIGER, W. F. ; KREBS, Peter ; LONDONG, J. ; ROSENWINKEL, K. H. ; SEGGELE, Katja: Integrated Modelling as an Analytical and Optimisation Tool for Urban Watershed Management. In: *Water Science and Technology* 46 (2002), Nr. 6-7, S. 141–150 27, 29, 44
- [EU 2000] EU: *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Siehe [EC, 2003]. European Commission. Dezember 2000. – URL <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:02000L0060-20090113:EN:NOT>. – ISBN 92-894-5123-8, ISSN 1725-1087 1, 7, 15, 25
- [Euler 1978] EULER, Georg: Regenwasserabflüssen aus Siedlungsgebieten und deren Verlauf im Vorfluter. In: *Symposium – Regenwetterabflüsse*. Essen, 1978 42
- [Euler 1983] EULER, Georg: Ein hydrologisches Näherungsverfahren für die Berechnung des Wellenablaufs in Kreisrohren. In: *Wasser und Boden* 2 (1983), S. 85–88 43
- [Evans 1981] EVANS, R.: Potential soil and crop losses by erosion. In: *Proceedings, SAWMA Conference on Soil and crop loss: developments in erosion control* (1981) 30
- [Fehr und Föhse 1997] FEHR, G. ; FÖHSE, D.: Ökonomische Effektivitätskontrolle von Gewässerschutzmaßnahmen in der Europäischen Gemeinschaft / EU-LIFE-Project. 1997. – Forschungsbericht 1, 24
- [Fenicia u. a. 2008] FENICIA, Fabrizio ; McDONNELL, Jeffrey J. ; SAVENIJE, Hubert H. G.: Learning from model improvement: On the contribution of complementary data to process understanding. In: *Water Resources Research* 44 (2008), Juni, S. 13 PP. – URL <http://www.agu.org/pubs/crossref/2008/2007WR006386.shtml> 41

- [Fischer 1998] FISCHER, Jochen: *Einfluß von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose kleiner Fließgewässer im ländlichen Raum*, Universität – Gesamthochschule Kassel, Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft. Universität – Gesamthochschule Kassel. Band 19. Kassel., 1998 11, 12
- [Flanagan und Livingston 1995] FLANAGAN, Dennis C. ; LIVINGSTON, Stanley J.: *WEPP User Summary*. USDA-ARS-MWA, 1196 SOIL Building, West Lafayette, IN 47907-1196: National Soil Erosion Research Laboratory (Veranst.), Juli 1995. – URL http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/ad_hoc/36021500WEPP/usersum.pdf. – Report NO. 11 31, 75
- [Fohrer u.a. 2008] FOHRER, Nicola ; SCHMALZ, Britta ; HÖRMANN, Georg: Integriertes Wasserqualitätsmanagement im ländlichen Raum, URL <http://fghw.lfi.rwth-aachen.de/seminare/media/2008/tdh2008/Fohrer.html>, März 2008. – Vortrag auf dem Tag der Hydrologie 2008. Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung - Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden 38, 39
- [FRAMEWORK 2000] FRAMEWORK: Flash-flood Risk Assessment under the Impacts of Land Use Changes and River Engineering Works / Schlußbericht. 2000. – EU-Projekt ENV4-CT97-0529 89
- [Frankhauser 2004] FRANKHAUSER, Rolf: REBEKA II - Software zur Unterstützung der Massnahmenplanung. In: *gwa* (2004), Nr. 11, S. 817–822. – <http://www.rebeka.ch/> 27
- [Freedman u. a. 2004] FREEDMAN, Paul L. ; NEMURA, Adrienne D. ; DILKS, David W.: Viewing Total Maximum Daily Loads as a Process, Not a Singular Value: Adaptive Watershed Management. In: *Journal of Environmental Engineering* 130 (2004), Juni, Nr. 6, S. 695–702. – URL <http://link.aip.org/link/?QEE/130/695/1> 39
- [Frey und Hoffmann 1997] FREY, Wolfgang ; HOFFMANN, Hentriette: Nährstoffbilanz für die Oster. In: *Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben Oster* Bd. 6. Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, 1997. – ISSN 1433-4860 1, 24
- [Friedrich 1986] FRIEDRICH: Zu Ergänzen aus Wolf1986. In: [Wolf, 1986]. – ISSN:0930-5459 13, 14
- [Fronteau u. a. 1997a] FRONTEAU, C. ; BAUWENS, Willy ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Integrated modelling: Comparison of state variables, processes and parameters in sewer and wastewater treatment plant models. In: *Water Science and Technology* 36 (1997), Nr. 5, S. 373 – 380 24, 30, 38
- [Fronteau u. a. 1997b] FRONTEAU, C. ; BAUWENS, Willy ; VANROLLEGHEM, Peter A. ; SMEETS, M.: An Immission Based Evaluation of the Efficiency of the Combined Sewer - Water Treatment Plant System under Transient Conditions. In: *Seventh International Conference on Urban Storm Drainage*. Hannover, 1997 39
- [Führer u. a. 1988] FÜHRER, H. W. ; BRECHTEL, Horst M. ; ERNSTBERGER, H. ; ERPENBECK, C.: *DVWK-Mitteilungen*. Bd. 14: *Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK), 1988 10
- [Gallo 2009] GALLO, Gabriela: *Evaluation and application of model approaches for diffuse sources with special regard to the possible implementation into a catchment wide modelling approach*, Politecnico di Milano, Technische Universität Darmstadt, Diplomarbeit, 2009 31, 33, 83
- [Gamerith u. a. 2010] GAMERITH, Valentin ; GRUBER, Guenter ; MUSCHALLA, Dirk: Single and multi-event optimization in combined sewer flow and water quality model calibration. In: *ASCE Journal of Environmental Engineering* submitted (2010) 99
- [Gamerith u. a. 2009] GAMERITH, Valentin ; MUSCHALLA, Dirk ; KOENEMANN, P. ; GRUBER, Guenter: Pollution load modelling in sewer systems: an approach of combining long term online sensor data with multi-objective auto-calibration schemes. In: *Water Science and Technology* 59 (2009), Nr. 1, S. 73–79. – Export Date: 19 May 2009 Source: Scopus 99
- [Gebel u. a. 2007] GEBEL, Michael ; HALBFASS, Stefan ; GRUNEWALD, Karsten ; KAISER, Mirjam ; BÜRGER, Stephan: *Stoffbilanz – Modellerläuterung*. Am Ende 14, 01277 Dresden: Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung bR (Veranst.), September 2007. – URL <http://www.galf-dresden.de/> 31, 37
- [van Genuchten 1980] GENUCHTEN, Martinus T. van: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. In: *Soil*

- Sci. Soc. Am. J 44 (1980), Nr. 5, S. 892–898 49, 53
- [Gérard-Marchant u. a. 2006] GÉRARD-MARCHANT, P ; HIVELY, W. D. ; STEENHUIS, T. S.: Distributed hydrological modelling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part I: distributed runoff generation. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10 (2006), April, Nr. 2, S. 245–261. – URL <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/10/245/2006/>. – ISSN 1027-5606 57
- [Grau u. a. 1987] GRAU, P ; SUTTON, P. M. ; HENZE, Mogens ; ELMALEH, S. ; GRADY, C. P. ; GUJER, Willi ; KOLLER, J.: Notation for use in the description of wastewater treatment processes. In: *Water Resources* 21 (1987), Nr. 2, S. 135–139 29
- [Gregersen u. a. 2007] GREGERSEN, J. B. ; GIJSBERS, P. J. A. ; WESTEN, S. J. P.: OpenMI: Open modelling interface. In: *Journal of Hydroinformatics* 9 (2007), Nr. 3, S. 175–191. – URL <http://www.iwaponline.com/jh/009/jh0090175.htm> 30, 79
- [Griffiths 2002] GRIFFITHS, Martin: The European Water Framework Directive: An Approach to Integrated River Basin Management. In: *E-Water, European Water Association (EWA)*, <http://www.ewaonline.de/journal/online.htm> (2002). – URL http://www.ewaonline.de/journal/2002_05.pdf 1, 7
- [Grimsrud u. a. 1976] GRIMSRUD, G. P. ; FINNEMORE, E. J. ; OWEN, H. J.: Evaluation of water quality models: a management guide for planners / US Environmental Protection Agency. 1976. – Socioeconomic environmental studies series. EPA-600/5-76-004 32
- [Gröger und Lange 2000] GRÖGER, Thomas ; LANGE, Klaus-Peter: Beiträge zur Entwicklung eines ökologischen Leitbildes für Flusslandschaften am Beispiel der Jahna, einem Nebenfluss der Elbe in Sachsen / Freistaat Sachsen, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. Archivstraße, 01097 Dresden, 2000. – Forschungsbericht. – URL <http://www.fliessgewaesserschutz.de/Studie-Jahna.html>. Bezug: Staatliches Umweltfachamt Radebeul, Wasastraße 50, 01445 Radebeul, poststelle@sturfARB.smul.sachsen.de 1, 24
- [Grunewald u. a. 2008] GRUNEWALD, Karsten ; GEBEL, Michael ; HALBFASS, Stefan ; KAISER, Miriam ; BÜRGER, Stephan: Nährstoffeintrag in Gewässer - Flussgebietsmanagement und Modellierung mit STOFFBILANZ. <http://www.stoffbilanz.de/>. 2008. – URL <http://www.galf-dresden.de/> 31, 37
- [Grunwald 1998] GRUNWALD, S.: AGNPS (Agricultural Non-Point Source Pollution Model). In: *Wiener Mitteilungen Wasser - Abwasser - Gewässer, experiences with soil erosion models* 151 (1998), S. 77 – 88 2
- [Gujer 2007] GUJER, Willi: *Siedlungswasserwirtschaft*. Heidelberg Berlin : Springer-Verlag, 2007. – 3-540-34329-6 17, 20, 65, 70
- [Günther u. a. 2008] GÜNTHER, Oliver ; BOBBE, T. ; OSTROWSKI, Manfred W. ; MIGGE, Helmut: Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in kleinen Einzugsgebieten: Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Pilotprojekt Modau (Hessen). In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 06 (2008), June. – URL <http://tubiblio.ulb.tu-darmstadt.de/31893/> 83
- [Haag u. a. 2004] HAAG, Ingo ; SCHMID, Gerhard ; WESTRICH, Bernhard: Sauerstoffaustausch am Neckar: Die Bewertung von Wiederbelüftungsformeln auf Grundlage eines Gastracerversuchs. In: *Hydrologie und Wasserwirtschaft* 48 (2004), Nr. 5, S. 160–171 17, 65
- [Häckel 2008] HÄCKEL, Hans: *Meteorologie*. 6., korrigierte Aufl. UTB, Stuttgart, Juli 2008. – ISBN 3825213382 47
- [Hahn 2002] HAHN: *Fremdwasser in der Kanalisation, Tagungsband*. 2002. – Seminar im Sommersemester 39
- [Hahn u. a. 2001] HAHN, H. H. ; FUCHS, S. ; BECHTEL, A. ; BUTZ, Jan: *Endbericht zum Vorhaben: Stoffstromanalysen für kleinere bis mittlere Flussgebiete als Grundlage für die Planung und Umsetzung von Gewässerschutzmaßnahmen (Vorprojekt) BWC 20003*. 2001 2, 53
- [Halbfaß und Grunewald 2006] HALBFASS, Stefan ; GRUNEWALD, Karsten: Abschätzung potenzieller Herkunftsflächen von erosionsbedingten Stoffeinträgen in Oberflächengewässer im mittleren Maßsta. In: *Wasserwirtschaft* 12 (2006), S. 24–28 31, 37
- [Hamm 1991] HAMM, Alfred: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern / Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptausschuß „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker, Academia-Verlag, Sankt Augustin. 1991. – Forschungsbericht 9, 11, 99, 118
- [Hardy u. a. 2005] HARDY, M. J. ; KUCZERA, G. ; COOMBES, P. J.: Integrated urban water cycle

- management : the UrbanCycle model. In: *Water science and technology* 52 (2005), Nr. 9, S. 1–9 28
- [Harremoës 2002] HARREMOËS, Peter: Integrated urban drainage, status and perspectives. In: *Water Science and Technology* 45 (2002), Nr. 3, S. 1–10. – ISSN 0273-1223 2, 38
- [Harres und Höllwarth 1982] HARRES, H.-P. ; HÖLLWARTH, M.: Einzugsgebietseigenschaften und Gewässerchemie der Modau. In: *Jahrbuch 1981/1982*. Technische Hochschule Darmstadt, 1982, S. 98–113. – ISBN 3-88607-029-8 86
- [Harris u. a. 2004] HARRIS, R. C. ; PHILLIPS, N. A. ; EVERS, S.: Diffuse pollution from agriculture land: the need for integrated catchment management and radical rural land use change. In: *Hydrology: Science & Practice for the 21st Century II* (2004), S. 398 – 407. – URL http://www.hydrology.org.uk/Publications/imperial/6_06.pdf 1, 2, 38
- [Haude 1958] HAUDE, W.: Über die Verwendung verschiedener Klimafaktoren zur Berechnung potentieller Evaporation und Evapotranspiration. In: *Meteorologische Rundschau* 11 (1958), S. 96–99 47
- [Haygarth u. a. 2004] HAYGARTH, P. ; TURNER, B. L. ; FRASER, A. ; JARVIS, S. ; HARROD, T. ; NASH, D. ; HALLIWELL, D. ; PAGE, T. ; BEVEN, K.: Temporal variability in phosphorus transfers: classifying concentration–discharge event dynamics. In: *Hydrology and Earth System Sciences* 8 (2004), Nr. 1, S. 88–97. – URL <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/8/88/2004/>. – ISSN 1027-5606 57, 59
- [Heathwaite u. a. 2005] HEATHWAITE, A. L. ; DILS, R. M. ; LIU, S. ; CARVALHO, L. ; BRAZIER, R. E. ; POPE, L. ; HUGHES, M. ; PHILLIPS, G. ; MAY, L.: A tiered risk-based approach for predicting diffuse and point source phosphorus losses in agricultural areas. In: *Science of The Total Environment* 344 (2005), Nr. 1-3, S. 225 – 239. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V78-4FY9M7H-2/2/1f18aaab9ad2b55d122d692c93ef49ae>. – Linking Landscape Sources of Phosphorus and Sediment to Ecological Impacts in Surface Waters. – ISSN 0048-9697 5, 58
- [Henschel und Steinberg 1990] HENSCHEL, T. ; STEINBERG, C.: Wirkungsbezogene Immissionsgrenzwerte für Phosphor in Fließgewässern - Fallstudie Rott. In: *Vom Wasser* 74 (1990), Nr. 271-285 133
- [Henze u. a. 2007] HENZE, Mogens ; GUJER, Willi ; MINO, Takashi ; LOODSRECHT, Mark van: *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3*. 1. IWA Publishing, Februar 2007. – ISBN 1900222248 27, 29, 63, 65, 66, 67, 70
- [Herbst 1997] HERBST, V.: Potamoplanktonentwicklung in einem anthropogen überformten Fließgewässer an Beispiel der Weser. In: *Ta-gungsbericht 1997 (Frankfurt/M.)*, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), 1997. – 554-558 133
- [Hession u. a. 2000] HESSION, W. C. ; MCBRIDE, Maeve ; BENNETT, Mark: Statewide Non-Point-Source Pollution Assessment Methodology. In: *Journal of Water Resources Planning and Management* 126 (2000), Mai, Nr. 3, S. 146–155. – URL <http://link.aip.org/link/?QWR/126/146/1> 1, 38
- [Heusch 1998] HEUSCH, Steffen: *Vergleichende Betrachtung von Verfahren zur Gewässergütesimulation*, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (ihwb), Diplomarbeit, März 1998 65, 66, 67, 70, 118
- [Heusch u. a. 2010] HEUSCH, Steffen ; KAMRADT, Bastian ; OSTROWSKI, Manfred W.: Simulation of wastewater treatment plant within integrated urban wastewater models. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 61 (2010), Nr. 10, S. 2645–2652. – URL <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20453339>. – PMID: 20453339. – ISSN 0273-1223 44
- [Hively u. a. 2006] HIVELY, W. D. ; GÉRARD-MARCHANT, P. ; STEENHUIS, T. S.: Distributed hydrological modeling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part II: dissolved phosphorus transport. In: *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 10 (2006), April, Nr. 2, S. 263–276. – URL <http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/10/263/2006/>. – ISSN 1027-5606 57, 58, 59
- [HLUG 2002] HLUG: *Erläuterungen zur Bodenkarte von Hessen 1:50000*. Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden : Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2002. – URL <http://www.hlug.de/medien/boden/fisbo/bk/bfd50/>. – ISBN 3-89531-240-1 75, 76, 86, 88, 89
- [HLUG 2004] HLUG: *Hessischer Gewässergütebericht zum Hessentag 2004*. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, CD-ROM. 2004. – <http://www.hlug.de/> 1, 7

- [HMUEB 1992] HMUEB: Erlass des ehemaligen Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten zur Einführung der Programmversion 3.1 des Schmutzfrachtmodells SMUSI vom 20. Dezember 1991. In: *Staatsanzeiger für das Land Hessen* (1992), S. 339 70, 99
- [HMULV 2004a] HMULV: *Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen. Begleitband*. Wiesbaden : Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 2004 1, 7, 65, 66, 70
- [HMULV 2004b] HMULV: *Leitfaden für das Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen in Hessen. Handlungsanleitung*. Wiesbaden : Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 2004 1, 7, 25, 65, 66
- [HMULV 2005] HMULV: *Gewässerstrukturgüte-Informationssystem (GESIS)*. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz. 2005. – Stand: 17.11.2005 7
- [Holtan 1961] HOLTAN, H.N.: A Concept for Infiltration Estimates in Watershed Engineering / U.S. Department of Agriculture. 1961 (41–51). – Agricultural Research Service ix, 50, 51
- [Horn u. a. 2004] HORN, Andreas L. ; RUEDA, Francisco J. ; HÖRMANN, Georg ; FOHRER, Nicola: Implementing river water quality modelling issues in mesoscale watershed models for water policy demands - an overview on current concepts, deficits, and future tasks. In: *Physics and Chemistry of the Earth* 29 (2004), S. 725 – 737 2, 38
- [Horton 1939] HORTON, R. E.: Analysis of Runoff-Plot Experiments with Varying Infiltration Capacity. In: *Transactions, American Geophysical Union* (1939), S. 693–711 57
- [House und Warwick 1998] HOUSE, William A. ; WARWICK, Melanie S.: Hysteresis of the solute concentration/discharge relationship in rivers during storms. In: *Water Research* 32 (1998), August, Nr. 8, S. 2279–2290. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-3TMR1G5-5/2/7ee3f61dcb2046eeb9564be2445bbc0a>. – ISSN 0043-1354 58
- [von Hoyningen-Huene 1983] HOYNINGEN-HUENE, Jürgen von: Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: *Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt* Bd. 57. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Hamburg u.a. : Verlag Paul Parey, 1983, S. 1–53. – ISBN 3-490-05797-X 48
- [HSGSim 2008] HSGSIM: Integrierte Modellierung von Kanalnetz, Kläranlage und Gewässer / Hochschulgruppe Erfahrungsaustausch Dynamische Simulation in der Siedlungswasserwirtschaft" (HSGSim). Arbeitsgruppe Integrierte Modellierung. URL <http://www.hsgsim.org/>, September 2008 (1). – HSG-Leitfaden der Arbeitsgruppe Integrierte Modellierung. 1. Auflage 27
- [Hübner 2010] HÜBNER, Christoph: *Memetische evolutionäre Optimierung von Hochwasserspeichersystemen*. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Dissertation, 2010 78
- [Hydrotec 2007] HYDROTEC: *MOBINEG 3.0 - Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen in Gewässer - Quantifizierung der diffusen und punktuellen Gewässerbelastung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Bachstraße 62 - 64, D-52066 Aachen: Hydrotec Ing.-Ges. für Wasser und Umwelt mbH (Veranst.), 2007 31, 37
- [ifak 2009] IFAK: *SIMBA 6, Simulation of Wastewater Systems, Users Guide*. Denkfabrik im Wissenschaftshafen, Werner-Heisenberg-Str. 1, 39106 Magdeburg: Institut für Automation und Kommunikation Magdeburg (ifak) (Veranst.), Februar 2009 62
- [ihwb 2000] IHWB, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, TU Darmstadt: *TALSIM, Flussgebietsmodellierung und -bewirtschaftung, Theoretische Grundlagen, Teil 1: Simulationsmodell*. Petersenstraße 13, 64287 Darmstadt: Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (ihwb), Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU Darmstadt (Veranst.), 2000 45
- [ihwb 2010] IHWB, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, TU Darmstadt: *BlueM – a free software package for integrated river basin management*. 2010. – URL <http://bluemodel.org/>. – Stand: 01.05.10 45, 46, 50, 51, 56, 79

- [Inamdar und Mitchell 2006] INAMDAR, Shreeram P ; MITCHELL, Myron J.: Hydrologic and topographic controls on storm-event exports of dissolved organic carbon (DOC) and nitrate across catchment scales. In: *Water Resources Research* 42 (2006), S. W03421 57, 58
- [Irmay 1954] IRMAY, S.: On the hydraulic conductivity of unsaturated soils. In: *Transactions, American Geophysical Union* 35 (1954), S. 463–467 50
- [itwh 2000] ITWH: *Kosim 6.2 Anwenderhandbuch*. Hannover : Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie, 2000 27, 29
- [itwh 2002] ITWH: *Kanalnetzberechnung – HYSTEM-EXTRAN 6.3*. Engelbosteler Damm 22, 30167 Hannover: Anwenderhandbuch (Veranst.), 2002. – URL <http://www.itwh.de/>. – ITWH – Institut für technisch-wissenschaftliche Hydrologie GmbH, Hannover (Hrsg.) 71
- [Jabro u. a. 1993] JABRO, J. D. ; JEMISON, J. M. ; LENGNICK, L. L. ; FOX, R. H. ; FRITTON, D. D.: Field validation and comparison of LEACHM and NCS-WAP models for predicting nitrate leaching. In: *Trans. ASAE* 36 (1993), Nr. 6, S. 1651–1657 32
- [Jarvie u. a. 2008] JARVIE, Helen P ; WITHERS, Paul J. A. ; HODGKINSON, Robin ; BATES, Adam ; NEAL, Margaret ; WICKHAM, Heather D. ; HARMAN, Sarah A. ; ARMSTRONG, Linda: Influence of rural land use on streamwater nutrients and their ecological significance. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Nr. 3-4, S. 166 – 186. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R29658-4/2/17e17ea70b5fac72326098f948db3a91>. – Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. – ISSN 0022-1694 56, 57, 59
- [Jeffrey und Gearey 2006] JEFFREY, P. ; GEAREY, M.: Integrated water resources management: lost on the road from ambition to realisation? In: *Water science and technology* 53 (2006), S. 1–8. – PMID: 16532729. – ISSN 02731223 3, 24
- [Jeon u. a. 2006] JEON, J. H. ; YOON, C. G. ; HAM, J. H. ; JUNG, K. W.: Evaluation of BASINS/WinHSPF applicability for pollutant loading estimation for a Korean watershed. In: *Water Science and Technology* 53 (2006), Nr. 1, S. 25–32. – PMID: 16532732 56
- [Jokiel 1995] JOKIEL, Christian: *Gewässergütesimulation natürlicher Fließgewässer*, RWTH Aachen, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Dissertation, 1995 17
- [Jordan 1989] JORDAN, C.: The Mean pH of Mixed Fresh Waters. In: *Water Resources* 23 (1989), Nr. 10, S. 1331–1334 66
- [Kahle und Lennartz 2005] KAHLE, Petra ; LENNARTZ, Bernd: Untersuchungen zum Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Dränflächen aus Nordostdeutschland. In: *Wasserwirtschaft* 9 (2005), S. 23 – 27 53
- [Kalin und Hantush 2003] KALIN, Latif ; HANTUSH, Mohammed M.: Evaluation of Sediment Transport Models and Comparative Application of Two Watershed Models / US Environmental Protection Agency (EPA). September 2003. – Forschungsbericht 31
- [Kandel u. a. 2005] KANDEL, D. D. ; WESTERN, A. W. ; GRAYSON, R. B.: Scaling from process timescales to daily time steps: A distribution function approach. In: *Water Resour. Res.* 41 (2005), feb, Nr. 2, S. W02003. – ISSN 0043-1397 39
- [Kato u. a. 2009] KATO, Tasuku ; KURODA, Hisao ; NAKASONE, Hideo: Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. In: *Journal of Hydrology* 368 (2009), April, Nr. 1–4, S. 79–87. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4VGXCXK-5/2/cafa9bc7759439306479d8e8c4c4b75d>. – ISSN 0022-1694 58
- [Kirkham 2005] KIRKHAM, M. B.: *Principles of soil and plant water relations*. Academic Press, 2005. – 521 S. – ISBN 9780124097513 53
- [Klawitter 2000] KLAWITTER, Arne: *Datengrundlage und Ansätze zur integrierten Bewirtschaftung des Einzugsgebiets der Modau*, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Technische Universität Darmstadt, Diplomarbeit, 2000 83
- [Klawitter 2006] KLAWITTER, Arne: *Ein Modellkonzept zur integrativen Betrachtung von Urban- und Ruralhydrologie auf Einzugsgebietsebene*. Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet für Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Dissertation, 2006. – Heft 138 30, 39, 43, 83, 89, 92, 99

- [Knauf 1976] KNAUF, Dieter: *Die Abflußbildung in schneebedeckten Einzugsgebieten des Mittelgebirges*. Fachbereich 13 – Wasser und Verkehr, Technische Hochschule Darmstadt, Dissertation, 1976. – Heft 17 47
- [Knauf 1980] KNAUF, Dieter: Die Berechnung des Abflusses aus einer Schneedecke. In: *Analyse und Berechnung oberirdischer Abflüsse*. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), 1980 (Schriftenreihe), S. 95–135. – Heft 46 47
- [Knisel 1980] KNISEL, W. G.: CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems / U.S. Department of Agriculture. USDA, 1980. – Conservation Research Report No. 26 11, 31
- [Knoflacher u. a. 2002] KNOFLACHER, H. M. ; E., Gebetsroither ; KÖSTL, M.: Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet / Amt der Oö. Landesregierung, Wasserwirtschaft - Gewässerschutz, Stockhofstraße 40, 4021 Linz. 2002. – Forschungsbericht 2, 9, 24, 53, 56
- [Koo und Cho 2006] KOO, B. K. ; CHO, J. H.: Use of a distributed catchment model to identify critical source areas of suspended sediment in. a small rural catchment in Korea. In: *10th Int. Specialised Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management*, Sep. 18 – 22, 2006, Istanbul, Turkey, IWA, 2006 37, 58
- [Koppe und Stozek 1986] KOPPE, Paul ; STOZEK, Alfred: Zur Chemie und Biochemie der Stickstoff- und Phosphorverbindungen einschließlich ihrer trophischen Wirkung in Fließgewässern. In: [Wolf, 1986]. – ISSN:0930-5459 9, 14, 17
- [Kosky und Engel 1997] KOSKY, K. M. ; ENGEL, B. A.: Evaluation of three distributed parameter hydrologic/water quality models. In: *ASAE 97* (1997), Nr. 20101. – ASAE, St. Joseph, MI. 32
- [Kraft 2001] KRAFT, Susanne: *Analyse der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der oberen Modau*, Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserwirtschaft, Diplomarbeit, 2001 83, 118, 133
- [Krebs 2003] KREBS, Peter: Auswirkungen der Mischwasserdynamik in Kanalisationen auf Abwasserbehandlung und Fließgewässer. In: *Gewässerschutz x Wasser x Abwasser*, 36. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft Bd. 190, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, RWTH Aachen, 2003, S. 1–12. – ISBN 3-932590-83-X 44
- [Kubiniok u. a. 2005] KUBINIOK, Jochen ; BARTH, Bettina ; NEUMANN, Barbara: *Bilanzierung der Nährstoffeinträge in Gewässer in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten des Saarlandes auf Basis vorhandener Datengrundlagen*. 2005. – URL http://www.umwelt.uni-saarland.de/html/diffuser_stoffeintrag/DiffuserStoffeintrag.html. – 07.05.2010 25
- [Kunimatsu u. a. 2006] KUNIMATSU, T ; OTOMORI, T ; OSAKA, K ; HAMABATA, E ; KOMAI, Y: Evaluation of nutrient loads from a mountain forest including storm runoff loads. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 53 (2006), S. 79–91. – PMID: 16594326. – ISSN 02731223 57, 58
- [Lam u. a. 2010] LAM, Q.D. ; SCHMALZ, Britta ; FOHRER, N.: Modelling point and diffuse source pollution of nitrate in a rural lowland catchment using the SWAT model. In: *Agricultural Water Management* 97 (2010), Februar, Nr. 2, S. 317–325. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6T3X-4XK9J3F-1/2/d1e98f843d000a5dff78e1ea1f48d160>. – ISSN 0378-3774 37, 38
- [LAWA 1996] LAWA: Nationale Gewässerschutzkonzeption - Aktuelle Schwerpunkte / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin, 1996. – Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung, 20.09.1996. – URL <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/ww/Gewschutzzkonzept.pdf> 1, 24
- [LAWA 1998] LAWA: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation - / Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 1998. – Forschungsbericht. ISBN 3-88961-224-5 1, 7
- [LAWA 2005] LAWA: *Rahmenkonzeption zur Aufstellung von Monitoringprogrammen und zur Bewertung des Zustandes von Oberflächengewässern - Empfehlung* -. 2005. – URL http://www.wrrl-mv.de/doku/hintergrund/LAWA_RAKON_Oberflgew_Teil_A_Monitoring_Bewertung_05_03_02.pdf. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), LAWA-Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO) xi, 99, 101, 118, 123
- [LAWA 2006] LAWA: *LAWA-AO RaKon Monitoring Teil B, Arbeitspapier I, Gewässertypen, Referenzbedingungen, Klassengrenzen*. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). 2006. – Entwurf 2.1, Stand 21.11.2006 xi, 99, 101, 118, 123

- [Laws und Chalup 1990] LAWS, Edward A. ; CHALUP, Michael S.: A Microalgal Growth Model. In: *Limnology and Oceanography* 35 (1990), Mai, Nr. 3, S. 597–608. – URL <http://www.jstor.org/stable/2837612>. – ArticleType: primary_article / Full publication date: May, 1990 / Copyright © 1990 American Society of Limnology and Oceanography. – ISSN 00243590 63
- [Lee und Rast 1997] LEE, Roger W. ; RAST, Walter: Light Attenuation in a Shallow, Turbid Reservoir, Lake Houston, Texas / U.S. Geological Survey. 1997 (97-4064). – Water-Resources Investigations Report 63
- [Leichtfuß u. a. 2006] LEICHTFUSS, Armin ; SCHRÖTER, Kai ; OSTROWSKI, Manfred W. ; PETERS, Christian ; MÜHLECK, R. ; JEKEL, M. ; THIEL, E. ; SCHMIDT, W. ; SIEKER, H.: WSM300 – Verbesserte Ansätze für Wasser- und Stoffstrommanagement in intensiv genutzten, kleinen Einzugsgebieten auf Grundlage von integrierten Nutzen- und Risikobewertungen / gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU). URL <http://www.wsm300.de/>, 2006. – Abschlußbericht (in Bearbeitung) 83
- [Lempert 2000] LEMPERT, Marcus ; ZANKE, Ulrich (Hrsg.) ; OSTROWSKI, Manfred W. (Hrsg.) ; OBERLACK, Martin (Hrsg.): *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft*. Bd. 110: *Ein GIS gekoppeltes rasterbasiertes Modell zur Berechnung des Wasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete*. Darmstadt : Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, 2000 47
- [Leonard u. a. 1987] LEONARD, R. A. ; KNISEL, W. G. ; STILL, D. A.: GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. In: *American Society of Agricultural Engineers, Transactions TAAEJ* 30 (1987), Nr. 5, S. 1403–1418 31
- [Lessard und Beck 1993] LESSARD, P. ; BECK, M. B.: Dynamic Modelling of the Activated Sludge Process: a Case Study. In: *Water Resources* 27 (1993), Nr. 6, S. 963–978 27
- [LfUG 1998] LfUG: Methoden zur Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer – Beispielbearbeitungen in den Flußgebieten Große Röder / Schwarzer Schöps / Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie in Zusammenarbeit mit dem Institut für Geographie der Technischen Universität Dresden. URL <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/umwelt/wasser/546.htm>, 1998. – Forschungsbericht. 12/1998L II-1/13 1, 24
- [Lijklema 1993] LIJKLEMA, Lambertus: Intergrated management of urban waters - a preface. In: *Water Science and Technology* 27 (1993) 1, 2, 27, 38
- [Lijklema u. a. 1989] LIJKLEMA, Lambertus ; HVITVED-JACOBSEN, Thorkild ; VERBANCK, M. ; AALDERINK, R. H. ; DESBORDES, M. ; TOLKAMP, H. H. ; MARSALEK, Jiri ; HARREMOËS, Peter: Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters. In: *Proceedings of the 2nd Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters*, 1989 2, 27, 38
- [Lijklema u. a. 1993] LIJKLEMA, Lambertus ; TYSON, J. M. ; LESOUEF, A.: Interactions between sewers, treatment plants and receiving water in urban areas: A summary of the interurba '92 workshop conclusions. In: *Water Science and Technology* 27 (1993), Nr. 12, S. 1–29 1
- [de Lima Reda 1996] LIMA REDA, Andre L. de: *Simulation and Control of Stormwater Impacts on River Water Quality*, University of London Department of civil Engineering, Dissertation, März 1996 63, 66
- [Lindström u. a. 1997] LINDSTRÖM, Göran ; JOHANSSON, Barbro ; PERSSON, Magnus ; GARDELIN, Marie ; BERGSTRÖM, Sten: Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. In: *Journal of Hydrology* 201 (1997), Nr. 1-4, S. 272 – 288. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-3SX70TD-G/2/8337cc542993847335bbe25f84d8b040>. – ISSN 0022-1694 60
- [Lohr 2001] LOHR, Hubert: *Simulation, Bewertung und Optimierung von Betriebsregeln für wasserwirtschaftliche Speichersysteme*. Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, Dissertation, 2001 45
- [Löpmeier 1994] LÖPMEIER, F. J.: Berechnung der Bodenfeuchte und Verdunstung mittels agrarmeteorologischer Modelle. In: *Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft* (1994), Nr. 29, S. 157–167 47
- [Lorenz 2005] LORENZ, Karsten: *Nutzung der räumlichen Variabilität von ausgewählten Standorteigenschaften für die ortsspezifische N-Düngung*, Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Dissertation, 2005. – URL <http://edoc.hu-berlin.de/docviews/abstract.php?id=25272>. – [Online: Stand 2010-06-07T15:45:46Z] 56
- [Lorenzen 1972] LORENZEN, Carl J.: Extinction of Light in the Ocean by Phytoplankton. In: *ICES J. Mar. Sci.* 34 (1972), Nr. 2, S. 262–267. – URL <http://icesjms.oxfordjournals.org/cgi/content/abstract/34/2/262> 63

- [Lüsse 1998] LÜSSE, B.: Eintrag und Verbleib von Nähr- und Schadstoffen aus dem Mittelgebirgs Einzugsgebiet in einen Flachlandsee / Landesamt für Wasserwirtschaft, Rheinland-Pfalz. 1998. – Abschlussbericht F- & E-Verbundvorhaben. Förderkennzeichen: BMBF 02 WT 9320 1, 24
- [Ma u. a. 1998] MA, Q. L. ; WAUCHOPE, R. D. ; HOOK, J. E. ; JOHNSON, A. W. ; TRUMAN, C. C. ; DOWLER, C. C. ; GASCHO, G. J. ; DAVIS, J. G. ; SUMNER, H. R. ; CHANDLER, L. D.: GLEAMS, OPUS, and PRZM-2 model predicted versus measured runoff from a Coastal Plain loamy sand. In: *Transactions of the ASAE* 41 (1998), Nr. 1, S. 77–88 32
- [Maheepala u. a. 2005] MAHEEPALA, S. ; LEIGHTON, B. ; MIRZA, F. ; RAHILLY, M. ; RAHMAN, J.: Hydro Planner - a linked modelling system for water quantity and quality simulation of total water cycle. In: ZERGER, A. (Hrsg.) ; ARGENT, R. M. (Hrsg.): *MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand*, Dezember 2005, S. 170–176 28
- [Mailhot u. a. 1997] MAILHOT, Alain ; ROUSSEAU, Alain N. ; MASSICOTTE, Serge ; DUPONT, Jacques ; VILLENEUVE, Jean-Pierre: A Watershed-based system for the integrated management of surface water quality: The GIBSI system. In: *Water Science and Technology* 36 (1997), Nr. 5, S. 381 – 387 1, 24
- [Mang 2002] MANG, Jürgen: *Integrierte Planung von Anlagen zur Niederschlagswasserbehandlung mit Hilfe von Simulationsmodellen - Lösungsansätze und Handlungsanleitungen* -, Wasser Abwasser Abfall, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Universität - Gesamthochschule Kassel, Dissertation, 2002 1, 5, 13, 24
- [Markofsky 1980] MARKOFSKY, Mark: *Schriftenreihe gwf Wasser Abwasser, Universität Karlsruhe*. Bd. 18: *Strömungsmechanische Aspekte der Wasserqualität*. München : Oldenbourg Verlag, 1980 62
- [Marsalek 1991] MARSALEK, Jiri: Pollutant Loads In Urban Stormwater: Review Of Methods For Planning-Level Estimates. In: *Journal of the American Water Resources Association* 27 (1991), Nr. 2, S. 283–291 9
- [Martin 1996] MARTIN, P. H.: Physics of stamp-collecting? Thoughts on ecosystem model design. In: *Science of the Total Environment* 183 (1996), Nr. 1-2, S. 7–15 41
- [Mehler 2000] MEHLER, Ralf ; ZANKE, Ulrich (Hrsg.) ; OSTROWSKI, Manfred W. (Hrsg.) ; OBERLACK, Martin (Hrsg.): *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität Darmstadt*. Bd. 113: *Mischwasserbehandlung - Verfahren und Modellierung* -. Darmstadt : Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, 2000 42, 43
- [Meirlaen 2002] MEIRLAEN, J.: *Immission based real-time control of the integrated urban wastewater system*, Universiteit Gent, Dissertation, 2002 27, 28, 30, 65
- [Meirlaen u. a. 2002] MEIRLAEN, J. ; VAN ASSEL, J. ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Real time control of the integrated urban wastewater system using simultaneously simulating surrogate models. In: *Water Science and Technology* 45 (2002), Nr. 3, S. 109 – 116 28
- [Meirlaen und Vanrollegheem 2002] MEIRLAEN, J. ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Model Reduction through Boundary Relocation to Facilitate Real-Time Control Optimisation in the Integrated Urban Wastewater System. In: *Water Science and Technology* 45 (2002), Nr. 4-5, S. 373–381 28
- [Meißner 2000] MEISSNER, Ralph: Quantifizierung von diffusen Stoffausträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in den Einzugsbieten der Oka und Elbe / UFZ Leipzig-Halle GmbH, Leipzig. 2000 (13/2000). – UFZ-Bericht 1, 24
- [Meißner 2005] MEISSNER, Ralph: Methoden und Geräte zur Quantifizierung von diffusen Stoffeinträgen in Gewässer. In: *Wasserwirtschaft (WaWi)* 11 (2005), S. 33 – 38 37
- [Menacher und Augustin 1992] MENACHER, F. ; AUGUSTIN, A.: Retention m Mischwasserkanal. In: *Schadstoffe im Regenabfluß II* Bd. 64, 1992, S. 191–222 9
- [Merritt u. a. 2003] MERRITT, W. S. ; LETCHER, R. A. ; JAKEMAN, A. J.: A review of erosion and sediment transport models. In: *Environmental Modelling & Software* 18 (2003), Nr. 8-9, S. 761–799. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VHC-48S4V69-B/2/ab07461a1b20e988429d7cf914755c73>. – ISSN 1364-8152 37, 53
- [Metcalf und Eddy 1971] METCALF ; EDDY, Inc.: *Storm Water Management Model - Volume 1 - Final Report* / Water Quality Office, Environmental Protection Agency, Washington, DC, July 1971.

1971. – Forschungsbericht. 11024DOC07/71 2, 27, 38
- [Michaelis und Menten 1913] MICHAELIS, L. ; MENTEN, M. L.: Die Kinetik der Invertinwirkung. In: *Biochemische Zeitschrift* 49 (1913), S. 333–369 66
- [Migge 2008] MIGGE, Helmut: *Daten der Modau*. 2008. – Mündliche Kommunikation mit Helmut Migge, Regierungspräsidium Darmstadt 99
- [Mitchell und Diaper 2005] MITCHELL, V. G. ; DIAPER, C.: UVQ: a tool for assessing the water and contaminant balance impacts of urban development scenarios. In: *Water Sci Technol* 52 (2005), Nr. 12, S. 91–8. – URL <http://www.biomedsearch.com/nih/UVQ-tool-assessing-water-contaminant/16477975.html>. – ISSN 0273-1223 28
- [Mitchell u. a. 2007] MITCHELL, V. G. ; DUNCAN, H. ; INMAN, M. ; RAHILLY, M. ; STEWART, J. ; VIERITZ, A. ; HOLT, P. ; GRANT, A. ; FLETCHER, Tim D. ; COLEMAN, J. ; MAHEEPALA, S. ; SHARMA, A. ; DELETIC, Ana ; BREEN, P.: State of the art review of integrated urban water models. In: *6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (Novatech)*, GRAIE, Groupe de Recherche Rhône-Alpes sur les Infrastructures et l'Eau, Juni 2007, S. 507–514 27, 28, 30
- [Mitchell u. a. 2001] MITCHELL, V. G. ; MEIN, R. G. ; McMAHON, T. A.: Modelling the urban water cycle. In: *Environmental Modelling and Software* 16 (2001), Nr. 7, S. 615 – 629. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6VHC-441FTJJ-3/2/a309764d47d63fc0f7d85acb07e3d946>. – ISSN 1364-8152 28
- [Mohaupt u. a. 2000] MOHAUPT, V. ; BACH, Martin ; BEHRENDT, Horst: Overview on Diffuse Sources of Nutrients, Pesticides and Heavy Metals in Germany - Methods, Results and Recommendations for Water Protection Policy. In: *Proc. 4th Int. Conf. Diffuse Pollution, Bangkok*, 2000, S. 419–428 8
- [Molloy und Ellis 2002] MOLLOY, R. ; ELLIS, D.: Don't just measure impacts, predict the changes we can achieve. In: *Coast to Coast*. Cooperative Research Centre for Coastal Zone, Estuary and Waterway Management, 2002, S. 295–298 24
- [Monod 1949] MONOD, J.: The growth of bacterial cultures. In: *A. Rev. Microbiol.* 3 (1949), S. 371–394 66
- [Moore u. a. 2004] MOORE, Roger ; TINDALL, Isabella ; FORTUNE, David: Update on the HarmonIT Project, the OpenMI Standard for Model Linking. In: LIONG, Shie-Yui (Hrsg.) ; PHOON, Kok-Kwanag (Hrsg.) ; BABOVIC, Vladan (Hrsg.): *Sixth International Conference on Hydroinformatics*. Singapore : World Scientific, 2004 30, 79
- [Morgan 1985] MORGAN, R. P. C.: Soil Erosion Measurement and Soil Conservation Research in Cultivated Areas of the UK. In: *The Geographical Journal* 151 (1985), S. 11–20 30
- [Morgan u. a. 1998] MORGAN, R. P. C. ; QUINTON, J. N. ; SMITH, R. E. ; GOVERS, G. ; POESEN, J. W. A. ; AUERSWALD, Karl ; CHISCI, G. ; TORRI, D. ; STYCZEN, M. E.: The European soil erosion model(EUROSEM): A dynamic approach for predicting sediment transport from fields and small catchments. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 23 (1998), S. 527–544 31
- [Müller und Kraft 2001] MÜLLER, A. ; KRAFT, C.: *TALSIM 2.0, Benutzerhandbuch*. Petersenstrasse 13, 64287 Darmstadt: Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (Hrsg.) (Veranst.), 2001 45
- [Müller 1996] MÜLLER, T.: *Hydrogeologie der Modau bis zum Abflußmeßpegel Darmstadt-Eberstadt (Westlicher Odenwald)*, Technische Universität Darmstadt, Geologisch-Paläontologisches Institut, Diplomarbeit, 1996 83
- [Muschalla 2006] MUSCHALLA, Dirk: *Evolutive multikriterielle Optimierung komplexer wasserwirtschaftlicher Systeme*, Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (ihwb), Dissertation, April 2006 2, 27, 28, 30, 62, 63, 65, 78
- [Muschalla und Ostrowski 2004] MUSCHALLA, Dirk ; OSTROWSKI, Manfred W.: *Leitfaden zur effizienten und sicheren Beurteilung von Schmutzfrachtberechnungen mit dem Modell SMUSI*. Wiesbaden : Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, 2004 99
- [Muschalla und Schröter 2004] MUSCHALLA, Dirk ; SCHRÖTER, Kai: Parameter Identification and Stochastic Pollution Load Modelling. In: KREBS, Peter (Hrsg.) ; FUCHS, Lothar (Hrsg.): *Sixth International Conference on Urban Drainage Modelling*. Dresden, 2004 99
- [Nash und Sutcliffe 1970] NASH, J. E. ; SUTCLIFFE, J. V.: River Flow Forecasting through Conceptual Models, Part I: A Discussion of Principles. In:

- Journal of Hydrology* 10 (1970), April, Nr. 3, S. 282–290. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-487FF7C-1XH/2/4bba4b13a68e4942542254b2ec23796b> 78, 92
- [Neal u. a. 2008] NEAL, Colin ; JARVIE, Helen P ; LOVE, Alison ; NEAL, Margaret ; WICKHAM, Heather ; HARMAN, Sarah: Water quality along a river continuum subject to point and diffuse sources. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Februar, Nr. 3-4, S. 154–165. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R29658-5/2/001547810312f2b568929de4d584f8ba>. – ISSN 0022-1694 39
- [Neitsch u. a. 2005] NEITSCH, S. L. ; ARNOLD, J. G. ; KINIRY, J. R. ; WILLIAMS, J. R.: *Soil and Water Assessment Tool, Theoretical Documentation - Version 2005*. Version 2005. USDA-ARS 808 East Blackland Road Temple, Texas 76502 USA: Grassland, Soil and Water Research Laboratory (Veranst.), Januar 2005. – URL <http://www.brc.tamus.edu/swat/downloads/doc/swat2005/SWAT2005theoryfinal.pdf> 2, 31, 37, 65, 75
- [Novotny 1988] NOVOTNY, Vladimir: Diffuse (Non-point) Pollution: A Political, Institutional, and Fiscal Problem. In: *Journal (Water Pollution Control Federation)* 60 (1988), August, Nr. 8, S. 1404–1413. – URL <http://www.jstor.org/stable/25046776>. – ISSN 00431303 8
- [Novotny und Chesters 1981] NOVOTNY, Vladimir ; CHESTERS, Gordon: *Handbook of Nonpoint Pollution: Sources and Management*. New York: Van Nostrand Reinhold environmental engineering series, 1981. – ISBN 0-442-22563-6 8, 9, 10, 59
- [O'Connor und Dobbins 1958] O'CONNOR, D. J. ; DOBBINS, W. E.: Mechanism of Reaeration in Natural Streams. In: *Trans. Am. Soc. Civil Eng.* 123 (1958), S. 641–666 17, 63
- [Odum 1969] ODUM, Eugene P: The Strategy of Ecosystem Development. In: *Science, New Series* 164 (1969), April, Nr. 3877, S. 262–270. – URL http://www.sciencemag.org/cgi/pdf_extract/164/3877/262 1
- [O'Loughlin u. a. 1996] O'LOUGHLIN, G. ; HUBER, W. ; CHOCAT, B.: Rainfall-runoff processes and modelling. In: *Journal of Hydraulic Research* 34 (1996), Nr. 6, S. 733–751 1
- [Orlob u. a. 1982] ORLOB, Gerald T. ; BECK, M. B. ; GROMIEC, M. J. ; HARLEMAN, Donald R. F. ; JACQUET, J. ; JØRGENSEN, S. E. ; LOUCKS, Daniel P. ; MAUERSBERGER, Peter ; VASILIEV, Oleg F. ; WATANBE, Masataka ; ORLOB, Gerald T. (Hrsg.): *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes, Reservoirs*. John Wiley & Sons, 1982 (Wiley international series in applied system analysis (IIASA)). – ISBN: 0471100315 16, 17
- [Ostrowski 1982] OSTROWSKI, Manfred W.: *Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz*, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft, 1982. – Band 42 50, 53
- [Ostrowski 1991a] OSTROWSKI, Manfred W.: The effect of data accuracy on the results of soil moisture modelling. In: *Hydrological Interactions Between Atmosphere, Soil and Vegetation, Proceeding of the 31 Vienna Symposium*, 1991. – IAHS Publ. no. 204 48
- [Ostrowski 1991b] OSTROWSKI, Manfred W.: *Die mathematische Simulation des Systems Pflanze – Boden – Wasser*. 1991. – Institut für Wasserbau, Technische Hochschule Darmstadt, unveröffentlicht 48, 53
- [Ostrowski 1992] OSTROWSKI, Manfred W.: Ein universeller Baustein zur Simulation hydrologischer Prozesse. In: *Wasser & Boden* 44 (1992), Nr. 11, S. 755–760 43, 44, 48, 50
- [Ostrowski 1996] OSTROWSKI, Manfred W.: *Kurzdokumentation Bodenfeuchtesimulationsmodell BFSIM*. Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung, Prof. Dr.-Ing. M.W. Ostrowski, Petersenstr. 13, D-64287 Darmstadt. 1996 53
- [Ostrowski 2000] OSTROWSKI, Manfred W.: Modellierung hydrologischer Prozesse in urbanen Gebieten in unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen. In: *Workshop on preventive flood protection, new approaches to storm water management*, 2000 1
- [Ostrowski und Alsenz 1989] OSTROWSKI, Manfred W. ; ALSENZ, L.: Combined Longterm Simulation Of Runoff From Urban and Rural Areas. In: *Proceedings of the 2nd Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters*, 1989 1, 38
- [Ostrowski und Alsenz 1990] OSTROWSKI, Manfred W. ; ALSENZ, L.: Combined long-term simulation of runoff from urban and rural areas. In: *Water*

- Science and Technology* 22 (1990), Nr. 10/11, S. 87 – 94 1, 38
- [Ostrowski u. a. 2007a] OSTROWSKI, Manfred W. ; GÜNTHER, Oliver ; KUDO, Eiji ; BOBBE, T.: *Entwurf eines Bewirtschaftungsplans im Sinne der EU-WRRL für das Einzugsgebiet Modau*. February 2007. – URL <http://tubiblio.ulb.tu-darmstadt.de/31903/> 83, 118
- [Ostrowski u. a. 2007b] OSTROWSKI, Manfred W. ; GÜNTHER, Oliver ; KUDO, Eiji ; BOBBE, T.: *Handlungsempfehlungen für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen nach EU-WRRL für kleine Einzugsgebiete*. February 2007. – URL <http://tubiblio.ulb.tu-darmstadt.de/31904/> 83
- [Ostrowski u. a. 2009] OSTROWSKI, Manfred W. ; KLAWITTER, Arne ; BACH, Michael: *Ingenieurhydrologie II - Umdruck zur Vorlesung*. 2009 47
- [Ostrowski u. a. 2002] OSTROWSKI, Manfred W. ; KLAWITTER, Arne ; BELKE, Detlev: *Analyse der Unterschiede urbanhydrologischer und hydrodynamischer Modellrechnungen und Empfehlung für ihre Vermeidung* / Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Fachgebiet Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung. Darmstadt, 2002 (666/02). – Forschungsbericht. unveröffentlicht 43
- [Ostrowski u. a. 1999] OSTROWSKI, Manfred W. ; MEHLER, Ralf ; LOHR, Hubert ; BENTE, Stefan ; LEMPERT, Marcus: *Ein universeller, nicht linearer Speicherbaustein zur Simulation hydrologischer Systeme*. Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft. 1999 45, 53, 62
- [Ostrowski u. a. 2007c] OSTROWSKI, Manfred W. ; MUSCHALLA, Dirk ; REUSSNER, Frank ; SCHNEIDER, Silke: *Dokumentation des Schmutzfrachtmodells SMUSI Version 5.0, Teil I - Theoretische Grundlagen* / Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt. Darmstadt : Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2007. – Forschungsbericht 28, 29, 42, 44, 79
- [Ostrowski u. a. 2007d] OSTROWSKI, Manfred W. ; MUSCHALLA, Dirk ; REUSSNER, Frank ; SCHNEIDER, Silke: *Dokumentation des Schmutzfrachtmodells SMUSI Version 5.0, Teil II - Benutzerhandbuch* / Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt. Darmstadt : Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, 2007. – Forschungsbericht 42, 44, 79
- [Ostrowski und Schröter 2004] OSTROWSKI, Manfred W. ; SCHRÖTER, Kai: *Immission oriented integrated modelling of urban, natural and agricultural areas*. In: *Sixth International Conference on Urban Drainage Modelling*, 2004 39
- [Ostrowski u. a. 1989] OSTROWSKI, Manfred W. ; WITTPHOHL, Wolfgang ; WOLF, Ulrich: *Kombinierte Niedrigwasser- und Gütesimulation für die Volme*. In: *Vom Wasser* (1989), Nr. 73, S. 227–239 38
- [Ostrowski u. a. 1984] OSTROWSKI, Manfred W. ; WOLF, Ulrich ; ROHDE, F. G.: *Die Berechnung der aktuellen Infiltration mittels Bodenfeuchtesimulation*. In: *Wasserwirtschaft* 74 (1984), Nr. 1, S. 3–7 50, 53
- [Otterpohl 1995] OTTERPOHL, R.: *GWA. Bd. Band 151: Dynamische Simulation zur Unterstützung der Planung und des Betriebs von Kläranlagen*. Aachen : RWTH Aachen, 1995 29
- [Owens u. a. 1964] OWENS, M. ; EDWARDS, R. ; GIBBS, J.: *Some Reaeration Studies in Streams*. In: *International Journal Air Water Pollution* 8 (1964), S. 469–486 17, 63
- [Paasch u. a. 1997] PAASCH, M. M. ; KENIMER, A. L. ; SABBAGH, G. J. ; MITCHELL, F. L.: *Phosphorus water quality model evaluation and comparison for natural and constructed wetlands*. In: *ASEA 97* (1997), Nr. 2208. – ASAE, St. Joseph, MI 32
- [Pankrath 1985] PANKRATH, Jürgen: *UBA-Berichte. Bd. 4/85: Deposition von Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland: erste Bestandsaufnahme, Stand Mitte 1984*. Umweltbundesamt, 1985. – URL http://isbn2book.com/3-503-02468-9/deposition_von_luftverunreinigungen_in_der_bundesrepublik_deutschland_erste_bestandsaufnahme_stand_mitte_1984/. – ISBN 3-503-02468-9/3503024689 10
- [Park u. a. 1982] PARK, S. W. ; MITCHELL, J. K. ; SCARBOROUGH, J. N.: *Soil erosion simulation on small watersheds: A modified ANSWERS model*. In: *Transactions of the ASAE* 25 (1982), Nr. 6, S. 1581–1588 31
- [Parson u. a. 2004] PARSON, John. E. (Hrsg.) ; THOMAS, Daniel L. (Hrsg.) ; HUFFMAN, Rodney L. (Hrsg.): *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models*. Southern Agricultural Experiment Stations, 2004 31, 32
- [Peters 2007] PETERS, Christian: *Potenziale von Regenwasserversickerung, Speicherung, Urinseparation und Pumpwerkssteuerung für den Gewässerschutz - Dynamische Langzeitsimulation von Ka-*

- nalnetz und Kläranlage und multikriterielle Ergebnisanalyse, Technische Universität Berlin, Dissertation, 2007. – URL <http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2007/1559/> 27
- [Pionke u. a. 1999] PIONKE, H. B. ; GBUREK, W. J. ; SCHNABEL, R. R. ; SHARPLEY, A. N. ; ELWINGER, G. F.: Seasonal flow, nutrient concentrations and loading patterns in stream flow draining an agricultural hill-land watershed. In: *Journal of Hydrology* 220 (1999), S. 62 – 73 57, 59
- [Pionke u. a. 1996] PIONKE, H. B. ; GBUREK, W. J. ; SHARPLEY, A. N. ; SCHNABEL, R. R.: Flow and Nutrient Export Patterns for an Agricultural Hill-Land Watershed. In: *Water Resour. Res.* 32 (1996), Nr. 6, S. 1795–1804. – ISSN 0043-1397 57, 59
- [Plate 1995] PLATE, Erich J.: Stochastic approach to non-point pollution of surface waters. In: *New Uncertainty Concepts in Hydrology and Water Resources*. Kundzewicz, Z.W. Cambridge Univ., 1995 5, 6
- [Post u. a. 2000] POST, D.F. ; FIMBRES, A. ; MATHIAS, A.D. ; SANO, E.E. ; ACCIOLY, L. ; BATCHILY, A.K. ; FERREIRA, L.G.: Predicting Soil Albedo from Soil Color and Spectral Reflectance Data. In: *Soil Sci Soc Am J* 64 (2000), Mai, Nr. 3, S. 1027–1034. – URL <http://soil.scijsournals.org/cgi/content/abstract/soilsci;64/3/1027> 75
- [Prasuhn und Müller 2003] PRASUHN, Volker ; MÜLLER, Kalin: GIS-gestützte Abschätzung der Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in den Zugersee / Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz Gruppe Gewässerschutz. 2003. – Forschungsbericht. Interner Bericht FAL z.H. Amt für Umweltschutz Kanton Zug 31, 37
- [Prasuhn u. a. 1996] PRASUHN, Volker ; SPIESS, E. ; BRAUN, M.: Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee / Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee. URL http://www.igkb.de/pdf/blauer_berichte/blauer_bericht_45.pdf, 1996 (45). – Bericht Internationale Gewässerschutzkommission Bodensee 1, 24
- [Rauch 1996] RAUCH, Wolfgang: *Modelling, Analysis and control of integrated urban drainage system*. Fakultät für Bauingenieurwesen und Architektur. Universität Innsbruck, 1996 27
- [Rauch u. a. 1998] RAUCH, Wolfgang ; AALDERINK, R. H. ; KREBS, Peter ; SCHILLING, Wolfgang ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Requirements for integrated wastewater models - driven by receiving water objectives. In: *Water Science and Technology* 38 (1998), Nr. 11, S. 97 – 104 41
- [Rauch u. a. 2002] RAUCH, Wolfgang ; BETRAND-KRAJEWSKI, Jean-Luc ; KREBS, Peter ; MARK, O. ; SCHILLING, Wolfgang ; SCHÜTZE, Manfred ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. In: *Water Science and Technology* 45 (2002), Nr. 3, S. 81–94. – 530GP Times Cited:15 Cited References Count:52. – ISSN 0273-1223 15, 38
- [Rauch und Harremoës 1996] RAUCH, Wolfgang ; HARREMOËS, Peter: The importance of the treatment plant performance during rain to acute water pollution. In: *Water Science and Technology* 34 (1996), Nr. 3-4, S. 1–8. – URL ://A1996VU31700002. – ISSN 0273-1223 44
- [Rauch und Harremoës 1999] RAUCH, Wolfgang ; HARREMOËS, Peter: Genetic Algorithms in Real Time Control Applied to Minimise Transient Pollution from Urban Wastewater System. In: *Water Resources* 33 (1999), S. 1265–1277 27
- [Rauch u. a. 2000] RAUCH, Wolfgang ; KREJCI, V. ; GUJER, Willi: *REBEKA - Ein Simulationsprogramm zur Abschätzung der Beeinträchtigung der Fließgewässer durch Abwassereinleitungen aus der Siedlungsentwässerung bei Regenwetter*. Dübendorf-Zürich, Schweiz : EAWAG, 2000 27
- [Refsgaard und Storm 1995] REFSGAARD, Jens C. ; STORM, B.: MIKE SHE. In: [Singh, 1995b], Kap. 23, S. 809–846. – ISBN 0-918334-91-8 31
- [Reichert 2001] REICHERT, Peter: River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): Case study II. Oxygen and nitrogen conversion processes in the River Glatt (Switzerland). In: *Water Science and Technology* 43 (2001), Nr. 5, S. 51–60. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04305/wst043050051.htm> 65
- [Reichert u. a. 2001a] REICHERT, Peter ; BORCHARDT, Dietrich ; HENZE, Mogens ; RAUCH, Wolfgang ; SHANAHAN, Peter ; SOMLYÓDY, László ; VANROLLEGHEM, Peter A.: River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 43 (2001), Nr. 5, S. 11–30. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04305/wst043050011.htm> 65
- [Reichert u. a. 2001b] REICHERT, Peter ; BORCHARDT, Dietrich ; HENZE, Mogens ; RAUCH,

- Wolfgang ; SHANAHAN, Peter ; SOMLYÓDY, László ; VANROLLEGHEM, Peter A.: *River Water Quality Model No.1*. International Water Association (IWA), IWA Task Group on River Water Quality Modelling, September 2001 (12). – URL <http://www.iwapublishing.com/template.cfm?name=isbn1900222825>. – ISBN 1 900222 82 15, 25, 62, 63, 65, 67, 68
- [Reichert und Vanrollegheem 2001] REICHERT, Peter ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Identifiability and uncertainty analysis of the River Water Quality Model No. 1 (RWQM1). In: *Water Science and Technology* 43 (2001), Nr. 7, S. 329–338. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04307/wst043070329.htm> 65
- [Renard u. a. 1994] RENARD, K. G. ; LAFLEN, J. M. ; FOSTER, G. R. ; MCCOOL, D. K.: *Soil Erosion Research Methods*. Kap. ACHTUNG: N, S. 105–124, CRC Press, 1994. – ISBN 1884015093 31
- [Renard u. a. 1982] RENARD, K. G. ; RAWLS, W. J. ; FOGEL, M. M.: *Currently available models*. S. 507–522, ASAE, 2950 Niles Rd., St. Joseph, MI 49085, 1982 (ASAE Monograph 5) 32
- [Reußner u. a. 2009] REUSSNER, Frank ; ALEX, Jens ; BACH, Michael ; SCHÜTZE, Manfred ; MUSCHALLA, Dirk: Basin-Wide Integrated Modelling via OpenMI considering Multiple Urban Catchments. In: *Water Science and Technology* 60 (2009), September, Nr. 5, S. 1241–1248. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/06005/wst060051241.htm> 79
- [Reußner u. a. 2008a] REUSSNER, Frank ; MUSCHALLA, Dirk ; ALEX, Jens ; BACH, Michael ; SCHÜTZE, Manfred: OpenMI Based Basin Wide Integrated Modelling Considering Multiple Urban Areas. In: *11th International conference on urban drainage (ICUD)*, IWA, August 2008 79, 81
- [Reußner u. a. 2008b] REUSSNER, Frank ; SCHÜTZE, Manfred ; OSTROWSKI, Manfred W.: *Dokumentation des Forschungsvorhabens "Modifizierung des Leitfadens zum Erkennen kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen - Entwicklung einer simulationsgestützten Analyse- und Planungsmethodik"*. 2008. – Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft. Technische Universität Darmstadt. 65
- [Reyes und Cecil 1997] REYES, M. R. ; CECIL, K. D.: Comparing GLEAMS, RUSLE, EPIC, and WEPP soil loss predictions with two years of observed data. In: *ASAE* 97 (1997), Nr. 2120. – ASAE, St. Joseph, MI. 32
- [Reynolds 1993] REYNOLDS, C. S.: The ecosystems approach to water management. The main features of the ecosystems concept. In: *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health)* 2 (1993), Nr. 1, S. 3–8. – URL <http://www.springerlink.com/content/k71421021883002r1>
- [Rose u. a. 1983a] ROSE, C. W. ; WILLIAMS, J. R. ; SANDER, G. C. ; BARRY, D. A.: Mathematical Model of Soil Erosion and Deposition Processes: I. Theory for a Plane Land Element. In: *Soil Science Society of America Journal* 47 (1983), Nr. 5, S. 991–995. – URL <http://md1.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=8401874&q=&uid=791563834&setcookie=yes> 31
- [Rose u. a. 1983b] ROSE, C. W. ; WILLIAMS, J. R. ; SANDER, G. C. ; BARRY, D. A.: Mathematical Model of Soil Erosion and Deposition Processes: II. Application to Data from an Arid-Zone Catchment. In: *Soil Science Society of America Journal* 47 (1983), Nr. 5, S. 996–999. – URL <http://md1.csa.com/partners/viewrecord.php?requester=gs&collection=ENV&recid=8401875&q=&uid=791563834&setcookie=yes> 31
- [Rosemann und Vedral 1970] ROSEMAN, Hans-Jürgen ; VEDRAL, Jiri: *Das Kalinin-Miljukov-Verfahren zur Berechnung des Ablaufs von Hochwasserwellen* / Bayerische Landesstelle für Gewässerkunde. München, 1970. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesstelle für Gewässerkunde. Heft 6 43, 61
- [Rossman 2000] ROSSMAN, Lewis A.: *EPANET 2 Users Manual*. Cincinnati, OH 45268: Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory (Veranst.), 2000. – URL <http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/dw/epanet.html> 62
- [Rossman 2009] ROSSMAN, Lewis A.: *Storm Water Management Model - User's Manual*. Version 5.0. Cincinnati, OH 45268: National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency (Veranst.), 2009. – URL http://www.epa.gov/ednrmrl/models/swmm/epaswmm5_manual.pdf 71
- [Salvetti u. a. 2008] SALVETTI, Roberta ; ACUTIS, Marco ; AZZELLINO, Arianna ; CARPANI, Marta ; GIUPPONI, Carlo ; PARATI, Paolo ; VALE, Manfredi ; VISMARA, Renato: Modelling the point and non-point nitrogen loads to the

- Venice Lagoon (Italy): the application of water quality models to the Dese-Zero basin. In: *Desalination* 226 (2008), Juni, Nr. 1-3, S. 81–88. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6TFX-4S50V3Y-D/2/2a25d4b6a84d1395ba5a9b73bdbff21d> 37, 38
- [Salveti u. a. 2006] SALVETTI, Roberta ; AZZELINO, Arianna ; VISMARA, Renato: Diffuse source apportionment of the Po river eutrophying load to the Adriatic sea: Assessment of Lombardy contribution to Po river nutrient load apportionment by means of an integrated modelling approach. In: *Chemosphere* 65 (2006), Dezember, S. 2168–2177. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V74-4KGG5SK-6/2/d31826421fb2fcb1664cbfbf73f75995> 37, 38
- [Scheer 2005] SCHEER, Carsten: *Quantifizierung diffuser Nährstoffeinträge. Vergleichende Bewertung mesoskaliger Modelle.*, Universität Hannover, Fachbereich Bauingenieur- und Vermessungswesen, Dissertation, 2005. – URL <http://deposit.ddb.de/cgi-bin/dokserv?idn=979486017> 1, 24, 37
- [Scheffer und Schachtschabel 2002] SCHEFFER, Fritz ; SCHACHTSCHABEL, Paul: *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, August 2002. – 593 S. – ISBN 3827413249 48, 53, 75, 89
- [Schilling u. a. 1997] SCHILLING, Wolfgang ; BAUWENS, Willy ; BORCHARDT, Dietrich ; KREBS, Peter ; RAUCH, Wolfgang ; VANROLLEGHEM, Peter A.: On the Relation Between Urban Wastewater Management Needs and Receiving Water Objectives. In: *Proceedings XXVII IAHR Congress Water for a changing community* Bd. 1, 10. - 15. August 1997, S. 510 – 515 5, 11, 13, 17, 24, 25
- [Schmalz u. a. 2008] SCHMALZ, Britta ; FOHRER, Nicola ; BIEGER, Katrin: Integriertes Wasserqualitätsmanagement im ländlichen Raum. In: HABERLAND, Uwe (Hrsg.) ; RIEMEIER, Bernd (Hrsg.) ; BILLIB, Max (Hrsg.) ; VERWORN, Hans-Reinhard (Hrsg.) ; KLEEBERG, Hans-B. (Hrsg.): *Hochwasser, Wassermangel, Gewässerverschmutzung - Problemlösung mit modernen hydrologischen Methoden, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2008*. Theodor-Heuss-Allee 17, D-53773 Hennef : Fachgemeinschaft Hydrologisch Wissenschaften in der DWA, März 2008, S. 246–247. – URL <http://www.fghw.de/>. – ISBN 978-3-940173-96-6 38, 39
- [Schmid und Prasuhn 2000] SCHMID, Cornelia ; PRASUHN, Volker: *GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich*. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Dezember 2000 (35). – URL <http://www.buchhandel.de/detailansicht.aspx?isbn=978-3-905608-27-4>. – ISBN 978-3-905608-27-4 1, 24
- [Schmitt und Huber 2006] SCHMITT, T. G. ; HUBER, W. C.: The scope of integrated modelling: system boundaries, sub-systems, scales and disciplines. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 54 (2006), Nr. 6-7, S. 405–413. – URL <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17120675>. – PMID: 17120675. – ISSN 0273-1223 27, 29, 39
- [Schneider 2007] SCHNEIDER, Silke: *Unsicherheitsanalyse eines räumlich detaillierten Wasserhaushaltsmodells*, Fachgebiet ihwb, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, Diplomarbeit, 2007 89
- [Scholz 1995] SCHOLZ, K.: *Stochastische Simulation urbanhydrologischer Prozesse*. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Universität Hannover, Dissertation, 1995. – Heft 10 60
- [Schröter und Ostrowski 2006] SCHRÖTER, Kai ; OSTROWSKI, Manfred W.: Urban Water Management and Planning in the Context of integrated Water Resources Management: Modau Case Study. In: *7th International Conference on Urban Drainage Modelling, Melbourne*, 2006. – im-32 83
- [Schultz 1968] SCHULTZ, G. A.: Bestimmung theoretischer Abflußganglinien durch elektronische Berechnung von Niederschlagskonzentration und Retention (HYREUN-Verfahren) / Versuchsanstalt für Wasserbau der Technischen Hochschule München. 1968. – Forschungsbericht. Bericht Nr. 11 [IHWB-Signatur: 10 WBW 11] 78
- [Schütze 1998] SCHÜTZE, Manfred: *Integrated Simulation and Optimum Control of the Urban Wastewater System*. London, Imperial College of Science, Technology and Medicine, Dissertation, 1998 27
- [Schütze und Alex 2009] SCHÜTZE, Manfred ; ALEX, Jens: *SWQM4b - Simple Water Quality Model*. personal communication. August 2009 62, 63, 67, 68, 70, 79
- [Schütze u. a. 2002] SCHÜTZE, Manfred ; BUTLER, David ; BECK, M. B.: *Modelling, Simulation and Control of Urban Wastewater Systems*. Springer-Verlag London Berlin Heidelberg, 2002. – ISBN 1-85233-553-X 2, 27, 28, 29, 65, 66

- [Schwertmann u. a. 1987] SCHWERTMANN, U. ; VOGL, W. ; KAINZ, M.: *Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen*. 1987. – ISBN 3800130815 11, 31
- [Schwoerbel 1999] SCHWOERBEL, Jürgen: *Einführung in die Limnologie*. 8. April 1999. – ISBN 3827408040 99, 101
- [SCS 1972] SCS: *National Engineering Handbook*. Kap. 7 - 10. Washington, D.C. : US Department of Agriculture Soil Conservation Service, 1972 46
- [SCS 1991] SCS: *Fact sheets for water quality models*. 1991. – USDA, SCS/NRCS, National Water Quality Technology Development Staff, Fort Worth, TX. 32
- [Scurlock u. a. 2001] SCURLOCK, J. M. O. ; ASNER, G. P. ; GOWER, S. T.: *Worldwide Historical Estimates of Leaf Area Index, 1932-2000 / U.S. Department of Energy*. 2001. – ORNL/TM-2001/268. <http://www.osti.gov/bridge> 47
- [Seager und Abrahams 1989] SEAGER, J. ; ABRAHAMS, R. G.: *The impact of storm sewage discharges on the ecology of a small urban river*. In: *Proceedings of the 2nd Wageningen conference on Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters*. Wageningen, Netherlands, 1989 27
- [Searle 2005] SEARLE, Ross D.: *Modelling of runoff, sediment and nutrient loads for the Maroochy River Catchment using EMSS*. Clayton, Vic. : CRC for Catchment Hydrology, 2005. – ISBN 1920813276 9781920813277 57, 59, 118
- [Seggelke 2002] SEGGELE, Katja: *Integrierte Bewirtschaftung von Kanalnetz und Kläranlage zur Reduzierung der Gewässerbelastung*. Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Universität Hannover, Dissertation, 2002. – Heft 124 27
- [Shanahan u. a. 2001] SHANAHAN, Peter ; BORCHARDT, Dietrich ; HENZE, Mogens ; RAUCH, Wolfgang ; REICHERT, Peter ; SOMLYÓDY, László ; VANROLLEGHEM, Peter A.: *River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): I. Modelling approach*. In: *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research* 43 (2001), Nr. 5, S. 1–9. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04305/wst043050001.htm>. – ISSN 0273-1223 31, 62, 65
- [Sieker 2001] SIEKER, Heiko: *Mitteilungen*. Bd. 116: *Generelle Planung der Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten*. Darmstadt : Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt, 2001 27
- [Singh 1995a] SINGH, Vijay P (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, 1995. – ISBN 0-918334-91-8 75
- [Singh 1995b] SINGH, Vijay P: *Watershed Modeling*. In: SINGH, Vijay P (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, 1995, Kap. 1, S. 1–22. – ISBN 0-918334-91-8 142, 160, 167
- [Singh und Frevert 2002] SINGH, Vijay P (Hrsg.) ; FREVERT, D. K. (Hrsg.): *Mathematical Models of Large Watershed Hydrology*. Water Resources Publications, 2002. – ISBN 1-887201-34-3 30
- [Singh und Woolhiser 2002] SINGH, Vijay P ; WOOLHISER, D. A.: *Mathematical Modeling of Watershed Hydrology*. In: *Journal of Hydrologic Engineering* 7 (2002), Nr. 4, S. 270–292 30
- [Skaggs u. a. 1969] SKAGGS, R. W. ; HUGGINS, L. F. ; MONKE, E. J. ; FOSTER, G. R.: *Experimental evaluation of infiltration equations*. In: *Transactions, American Society of Agricultural Engineers* 12 (1969), Nr. 6, S. 822–828 50
- [Smith 1941] SMITH, D. D.: *Interpretation of Soil Conservation Date for Field Use*. In: *Agricultural Engineering* (1941), Nr. 22, S. 173–175 30
- [Smith 1936] SMITH, Emil L.: *Photosynthesis in Relation to Light and Carbon Dioxide*. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 22 (1936), August, Nr. 8, S. 504–511. – PMID: 16577734 PMCID: 1079215. – ISSN 0027-8424 69
- [Smith 1937] SMITH, Emil L.: *The Influence of Light and Carbon Dioxide on Photosynthesis*. In: *The Journal of General Physiology* 20 (1937), Juli, Nr. 6, S. 807–830. – PMID: 19873030 PMCID: 2141533. – ISSN 0022-1295 69
- [Smith u. a. 1991] SMITH, M. C. ; BOTTCHE, A. B. ; CAMPBELL, K. L. ; THOMAS, D. L.: *Field testing and comparison of the PRZM and GLEAMS models*. In: *Trans. ASAE* 34 (1991), Nr. 2, S. 838–847 32
- [Solvi 2006] SOLVI, Anne-Marie: *Modelling the sewer-treatment-urban river system in view of the EU Water Framework Directive*, Ghent University, Belgium, Dissertation, 2006. – URL http://biomath.rug.ac.be/biomath2/publications/download/solviannemarie_phd.pdf 27, 28, 30, 39, 65, 133

- [Solvi u. a. 2006] SOLVI, Anne-Marie ; BENEDETTI, Lorenzo ; VANDENBERGHE, S. ; GILLÉ, S. ; SCHOSSELER, P. ; WEIDENHAUPT, A. ; VANROLLEGHEM, Peter A.: Implementation of an integrated model for optimised urban wastewater management in view of a better water quality: A case study. In: *Proc. IWA World Water Congress and Exhibition, Beijing China*, IWA Publishing, IWA, London, UK, September 2006 30, 39
- [Sponagel 2005] SPONAGEL, H. ; SPONAGEL, H. (Hrsg.) ; GROTTENTHALER, W. (Hrsg.) ; HARTMANN, K. J. (Hrsg.) ; HARTWICH, R. (Hrsg.) ; JANETZKO, P. (Hrsg.) ; JOISTEN, H. (Hrsg.) ; KÜHN, D. (Hrsg.) ; SABEL, K. J. (Hrsg.) ; TRANDL, R. (Hrsg.): *Bodenkundliche Kartieranleitung: Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland*. 5., verb. u. erw. A. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Mai 2005. – 438 S. – ISBN 3510959205 48, 53, 75, 77, 89
- [Stalzer u. a. 1985] STALZER, W. ; SPATZIERER, G. ; WENNIGER, U.: Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse / Wiss. Arbeiten aus dem Burgenland. 1985 (72 (Seiten 123-133)). – Forschungsbericht 8, 9
- [Stanford und Ward 1992] STANFORD, J. A. ; WARD, J. V.: *Management of aquatic resources in large catchments: Recognizing interactions between ecosystem connectivity and environmental disturbance*. Kap. 5, S. 91–124, Springer Verlag, New York, 1992. – URL <http://books.google.de/books?hl=de&lr=&id=tkLRW9KMzhc&oi=fnd&pg=PA91&dq=Management+of+aquatic+resources+in+large+catchments:+Recognizing+interactions+between+ecosystem+connectivity+and+environmental+disturbance.\T1\textquoteright\T1\textquoteright+Watershed+management:+Balancing+sus.> – ISBN 0387942327, 9780387942322 1
- [Steele 1969] STEELE, J. H.: *Primary productivity in aquatic environments*. Kap. Notes on Some Theoretical Problems in Production Ecology, S. 383–396. Berkeley, CA : University of California Press, 1969 69
- [Stewardson u. a. 1995] STEWARDSON, M. ; McMATHON, T. ; SPEARS, M.: Krakatoa: A Model to Assist Integrated Water Resource Management Decision-Making in Urban Areas. In: *AWWA 16th Federal Convention*, 1995 28
- [Strömqvist u. a. 2008] STRÖMQVIST, J. ; COLLINS, A. L. ; DAVISON, P. S. ; LORD, E. I.: PSYCHIC - A process-based model of phosphorus and sediment transfers within agricultural catchments. Part 2. A preliminary evaluation. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Nr. 3-4, S. 303 – 316. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R29658-B/2/0b7e59e4dfde4ae92d8982ba99748a05>. – Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. – ISSN 0022-1694 56
- [Stumm und Morgan 1996] STUMM, Werner ; MORGAN, James J.: *Aquatic Chemistry*. 3rd. Wiley-Interscience, Januar 1996. – ISBN 0471511854 63, 70
- [Stutter u. a. 2008a] STUTTER, M. I. ; LANGAN, S. J. ; COOPER, R. J.: Spatial and temporal dynamics of stream water particulate and dissolved N, P and C forms along a catchment transect, NE Scotland. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Februar, S. 187–202. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R29658-C/1/2ffc0b1a8f0689494a356ee60868a5fb> 14, 22, 37, 57, 58
- [Stutter u. a. 2008b] STUTTER, M. I. ; LANGAN, S. J. ; COOPER, R. J.: Spatial contributions of diffuse inputs and within-channel processes to the form of stream water phosphorus over storm events. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Nr. 3-4, S. 203 – 214. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R1MF7N-1/2/5d97c7535a4a6ece41b9fa4e1fdf7bc9>. – Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. – ISSN 0022-1694 14, 22, 37, 57, 58
- [Takács u. a. 1991] TAKÁCS, I. ; PATRY, G. G. ; NOLASCO, D.: A Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process. In: *Water Resources* 25 (1991), Nr. 10 29
- [Udoyara und Jolly 1994] UDOYARA, S. T. ; JOLLY, Robert: Evaluating Agricultural Nonpoint-Source Pollution Using Integrated Geographic Information Systems and Hydrologic/Water Quality Model. In: *Journal of Environmental Quality* 23 (1994), S. 25–35 14
- [Umweltbundesamt 1996] UMWELTBUNDESAMT, (UBA): Nährstoffkonzentrationen (Phosphor, Stickstoff) in Fließgewässern der Bundesrepublik Deutschland / Umweltbundesamt (UBA), Postfach 33 00 22, 14191 Berlin. 1996 (76/96). – Texte. ISSN: 0722-186X 7, 101

- [USEPA 1972] USEPA: *Clean Water Act, Federal Water Pollution Control Act*. 1972 5, 7
- [USEPA 1987] USEPA: The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: Documentation and User Manual. / U.S. Environmental Protection Agency. Athens, GA, 1987 (EPA/600/3-87/007). – Forschungsbericht 31, 63, 133
- [USEPA 1995] USEPA: Watershed Protection: A Statewide Approach / United States Environmental Protection Agency. Washington, D.C, 1995. – Forschungsbericht. – URL <http://www.epa.gov/owow/watershed/statewide/>. EPA 841-R-95-004 1
- [USEPA 2001] USEPA: *Basins Version 3.0 - Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources*. U.S. Environmental Protection Agency: U.S. Environmental Protection Agency (Veranst.), 2001. – EPA-823-B-01-001 31
- [USGS 1990] USGS: *Models pertinent to the water-quality initiative from the workshop on information exchange on models and data needs relating to the impact of agricultural practices on water quality*. Unofficial workshop proceedings. 1990. – USGS, SCS and ARS cooperating 32
- [Valeo und Moin 2000] VALEO, C. ; MOIN, S. M. A.: Grid-resolution effects on a model for integrating urban and rural areas. In: *Hydrological Processes* 14 (2000), S. 2505 – 2525 1, 38
- [Vannote u.a. 1980] VANNOTE, RL ; MINS-HALL, GW ; CUMMINS, KW ; SEDELL, JR ; CUSHING, CE: The river continuum concept. In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1980), Nr. 1. – URL <http://www.scopus.com/scopus/inward/record.url?eid=2-s2.0-0018924158&partnerID=40> 5
- [Vanrolleghem u.a. 2005] VANROLLEGHEM, Peter A. ; BENEDETTI, Lorenzo ; MEIRLAEN, J.: Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. In: *Environmental Modelling & Software* 20 (2005), April, Nr. 4, S. 427–442. – URL [://0002263992000005](http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-48C7D40-4W/2/d647a60f61c9cdb84bdf3c62abf614a4). – 888UH Times Cited:3 Cited References Count:43. – ISSN 1364-8152 2, 28
- [Vanrolleghem u.a. 2001] VANROLLEGHEM, Peter A. ; BORCHARDT, Dietrich ; HENZE, Mogens ; RAUCH, Wolfgang ; REICHERT, Peter ; SHANAHAN, Peter ; SOMLYÓDY, László: River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): III. Biochemical Submodel Selection. In: *Water Science and Technology* 43 (2001), Nr. 5, S. 31–40. – URL <http://www.iwaponline.com/wst/04305/wst043050031.htm> 65
- [Verworn 1999] VERWORN, Hans-Reinhard: *Die Anwendung von Kanalnetzmodellen in der Stadthydrologie*. Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz, Universität Hannover, Habilitation, 1999. – Heft 18 41
- [Wackermann 1981] WACKERMANN, R.: Eine Einheitsganglinie aus charakteristischen Systemwerten ohne Niederschlag-Abfluß-Messungen. In: *Wasser und Boden* 1 (1981), S. 23 – 27 42, 53, 92
- [Wallach u. a. 1989] WALLACH, Rony ; GENUCHTEN, Martinus T. van ; SPENCER, William F.: Modeling solute transfer from soil to surface runoff: The concept of effective depth of transfer. In: *Journal of Hydrology* 109 (1989), Nr. 3-4, S. 307 – 317. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-48C7D40-4W/2/d647a60f61c9cdb84bdf3c62abf614a4>. – ISSN 0022-1694 11
- [Walter u. a. 2000] WALTER, M. T. ; WALTER, M. F. ; BROOKS, E. S. ; STEENHUIS, T. S. ; BOLL, J. ; WEILER, K.: Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. In: *Journal of Soil and Water Conservation* 55 (2000), Juli, Nr. 3, S. 277–284. – URL <http://www.jswnonline.org/content/55/3/277.abstract> 57
- [Ward und Benaman 1999a] WARD, George H. ; BENAMAN, Jennifer: MODELS FOR TMDL APPLICATION IN TEXAS WATERCOURSES: SCREENING AND MODEL REVIEW / Texas Natural Resource Conservation Commission Austin, Texas. Center for Research in Water Resources The University of Texas at Austin, Texas 78712, Dezember 1999. – Forschungsbericht. Online Report CRWR-99-7 31, 36
- [Ward und Benaman 1999b] WARD, George H. ; BENAMAN, Jennifer: A SURVEY AND REVIEW OF MODELING FOR TMDL APPLICATION IN TEXAS WATERCOURSES / Texas Natural Resource Conservation Commission Austin, Texas. Center for Research in Water Resources The University of Texas at Austin, Texas 78712, Dezember 1999. – Forschungsbericht. Online Report CRWR-99-8 31
- [Wasserverband Modaugebiet 2002] WASSERVERBAND MODAUGEBIET: Hochwasserrückhaltebecken Ober-Ramstadt, Vorläufige Betriebsvorschrift (aktualisiert im Juni 2002). 2002. – Forschungsbericht 83, 86

- [WCED 1987] WCED: *Our Common Future (the Brundtland Report)*. Oxford University Press, 1987 (World Commission on Environment and Development of the United Nations) 1
- [Welch und Jacoby 2004] WELCH, Eugene B. ; JACOBY, Jean M.: *Pollutant effects in freshwater*. Taylor & Francis, März 2004. – 534 S. – URL <http://books.google.de/books?id=pjuP4Pt0jU8C>. – ISBN 9780415279918 22
- [Wensen 2001] WENSEN, Jeanine v.: *Schriftenreihe für Stadtentwässerung und Gewässerschutz*. Bd. 24: *Hydrologische Gesamtbetrachtung eines Entwässerungssystems*. Hannover : SuG-Verlagsgesellschaft, 2001 44, 60
- [Werner u. a. 1991] WERNER, W. ; HAMM, Alfred ; AUERSWALD, Karl ; GLEISBERG, D. ; HEGEMANN, W. ; ISERMANN, K. ; KRAUTH, K. H. ; METZNER, G. ; OLFS, H. W. ; SARFERT, F. ; SCHLEYPEN, P. ; WAGNER, G.: *Gewässerschutzmaßnahmen hinsichtlich N- und P-Verbindungen*. In: *Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern*. Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptauschuß „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellsc, 1991. – ISBN 3-88345-380-3. – ISBN Hamm1991 8, 9, 10
- [Whitehead 2006] WHITEHEAD, Jodie: *Integrated catchment scale model of a lowland eutrophic lake and river system: Norfolk, UK*, Cranfield University, Institute of Water and Environment, Dissertation, 2006 8, 9
- [Whitlow 1988] WHITLOW, R.: *Land Degredation in Zimbabwe. A Geographical Study* / Geography Department, University of Zimbabwe. Harare, Zimbabwe. 1988. – Forschungsbericht 30
- [Winchell u. a. 2008] WINCHELL, M. ; SRINIVASAN, R. ; DI LUZIO, M. ; ARNOLD, J. G.: *ArcSWAT 2.1 Interface for SWAT 2005 - User's Guide*. Texas Agricultural Experiment Station, 720 East Blackland Road, Temple, Texas 76502 & USDA Agricultural Reserach Service, 808 East Blackland Road, Temple, Texas 76502: Blackland Research Center & Grassland, Soil and Water Reserach Laboratory (Veranst.), 2008. – URL <http://swatmodel.tamu.edu/software/arcsbat> 71
- [Wischmeier und Smith 1958] WISCHMEIER, W. H. ; SMITH, D. D.: *Rainfall engery and its relation to soil loss*, 1958 (American Geophysical Union Transactions 39), S. 285–291 30, 31
- [Wischmeier und Smith 1965] WISCHMEIER, W. H. ; SMITH, D. D.: *Predicting Rainfall-erosion Losses from Cropland East of the Rocky Mountains: Guide for Selection of Practices for Soil and Water Conservation*. Agricultural Research Service, US Dept of Agriculture in cooperation with Purdue Agricultural Experiment Station, 1965 30, 31
- [Wischmeier und Smith 1978] WISCHMEIER, W. H. ; SMITH, D. D.: *Predicting Rainfall-Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning*. In: *Agricultural Handbook No. 537, US Department of Agriculture, Washington, DC* 58 (1978) 30, 31
- [Withers und Sharpley 2008] WITHERS, P. J. A. ; SHARPLEY, A. N.: *Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments*. In: *Journal of Hydrology* 350 (2008), Nr. 3-4, S. 127 – 130. – URL <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V6C-4R2RNCH-3/2/9973dcb25e8883afd196c217a9421be9>. – Characterization and apportionment of nutrient and sediment sources in catchments. – ISSN 0022-1694 57
- [Wolf 1986] WOLF, P. (Hrsg.): *Stickstoff und Phosphor in Fließgewässern- Wissensstand und Folgerungenfür die Abwasserreinigung*. Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Universität – Gesamthochschule Kassel, 1986. (Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft, Universität Kassel). – ISSN:0930-5459 145, 149, 154
- [Wolf 1974] WOLF, Peter: *Simulation des Sauerstoffhaushaltes in Fließgewässern*. München Verlag Oldenbourg, 1974 (53) 17, 63, 65
- [Wool 2008] WOOL, Tim A.: *Updating EPA's Rates Constants and Kinetics Manual Using Media Wiki Technology*. In: *Sixth National Monitoring Conference - Monitoring: Key to Understanding Our Waters*. Atlantic City, New Jersey : National Water Quality Monitoring Council, Mai 2008 65, 66, 67, 70, 145
- [Wool u. a. 2005] WOOL, Tim A. ; AMBROSE, Robert B. ; MARTIN, James L. ; COMER, Edward A. ; US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY ; ENVIRONMENTAL RESEARCH LABORATY ; USACE - WATERWAYS EXPERIMENT STATION ; TETRA TECH, INC.: *Water Quality Analysis Simulation Program (WASP), Draft: User's Manual*. Version 6.0. Ariel Rios Building, 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460: US Environmental Protection Agency (Veranst.), 2005 31, 63, 65
- [Xanthopoulos 1992] XANTHOPOULOS, C.: *Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kana-*

lisation. In: *Schadstoffe im Regenabfluß II* Bd. 64, 1992, S. 147–166 9

[Young u. a. 1995] YOUNG, R. A. ; ONSTADT, C. A. ; BOSCH, D. D.: AGNPS: An Agricultural Non-point Source Model. In: [Singh, 1995b], Kap. 26, S. 1001–1020. – ISBN 0-918334-91-8 31

[Zaiß 1986] ZAISS, H.: Abflussermittlung aus Teilflächen. In: *Hydrologische Abflussmodelle in der praktischen Anwendung*, 36. Fortbildungslehrgang des BWK-Hessen am 21. März 1986, Friedberg (1986). – ihwb-Bibliothek: Inv.-Nr. 5593, 10 BWK 36 53, 92

[Zingg 1940] ZINGG, A. W.: Degree and length of land slopes as it affects soil loss in runoff. In: *Agricultural Engineering* (1940), Nr. 21. – 59-64 30

[Zison u. a. 1978] ZISON, S. W. ; MILLS, W. B. ; DIEMER, D. ; CHEN, C. W.: Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. / U.S. Environmental Protection Agency, ORD, Athens, GA, ERL. 1978. – Forschungsbericht. EPA/600/3-78-105 17, 18